



**Marta Alexandra  
Marques Ferreira**

## **Avaliação da Qualidade do Ar no Município de Leiria**

dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica da Doutora Oxana Tchepel, Investigadora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

## O júri

Presidente

Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda

Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro (Directora de Curso)

Oxana Anatolievna Tchepel

Equiparada a Investigadora Auxiliar do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) da Universidade de Aveiro (Orientadora)

Prof. Maria da Conceição Machado Alvim Ferraz

Professora Auxiliar do Departamento de Química da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

## **Agradecimentos**

Em primeiro lugar quero agradecer à Doutora Oxana Tchepel, orientadora da minha dissertação, pela sua disponibilidade, apoio e atenção prestada durante o decorrer deste estudo.

Um agradecimento especial à Anabela Carvalho por ter dispendido algum do seu precioso tempo, na aplicação do modelo MM5 para obtenção dos dados meteorológicos necessários no meu estudo.

Uma palavra de apreço ao Engenheiro Rui Silva pela disponibilização dos dados de emissão dos veículos nas estradas do concelho de Leiria.

Agradeço também ao Departamento de Ambiente da Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Leiria, pela disponibilidade dos dados referentes à monitorização efectuada com a unidade móvel da ESTG, no âmbito da Semana da Mobilidade em 2007, na cidade de Leiria.

Não podia deixar de agradecer aos meus familiares e amigos, que tiveram sempre prontos a apoiar e ajudar.

Por fim, quero agradecer a todos aqueles que embora não sejam mencionados, contribuíram de alguma forma para a realização da minha tese.

## Resumo

A constante evolução da sociedade actual e o seu desenvolvimento desenfreado põem de parte, muitas vezes, os impactos em termos de qualidade ambiental que daí advêm.

No sentido de controlar a qualidade do ar, é importante proceder à sua avaliação através do recurso a modelos que permitem analisar as concentrações dos poluentes na atmosfera, a contribuição das diversas fontes e influência de determinadas condições, sejam elas topográficas, meteorológicas ou outras.

O objectivo principal do presente trabalho é avaliar a qualidade do ar no município de Leiria, através da aplicação de um de modelo da qualidade do ar. Para a realização deste estudo efectuou-se uma pesquisa acerca dos modelos de qualidade do ar em termos de funcionalidades, bem como as vantagens e limitações da sua aplicação em diferentes condições e para diferentes objectivos.

Foi seleccionado o modelo *ADMS* que se baseia no modelo gaussiano, e inclui também o módulo químico e de *street-canyon*. Procedeu-se à caracterização da área de estudo, à análise das emissões de tráfego obtidas a partir do modelo *TREM*, assim como dos dados meteorológicos fornecidos pelo modelo *MM5*, respeitantes ao dia 21 de Setembro de 2007, dia alvo do estudo. O modelo foi aplicado para analisar a variação espacial e temporal dos poluentes  $\text{SO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{COV}$  e  $\text{PM}_{10}$ .

Os resultados obtidos foram validados através da comparação com medições de concentração de poluentes efectuadas num ponto localizado dentro da área de estudo para o dia seleccionado. De uma maneira geral, os resultados da modelação demonstram boa concordância com os valores medidos.

**Palavras-chave:** qualidade do ar, modelos de qualidade do ar, *ADMS-Roads*, modelos Gaussianos

## Abstrat

The constant evolution of our society and its wild development, do not consider its impacts in the quality of the environment.

In order to control air quality, it is important to proceed to its evaluation, using models that allow analyzing the concentration of the pollutants emitted into the atmosphere, the contribution of the sources and the influence of certain conditions, whether topographical, meteorological or other.

The main objective of this work, intends to evaluate the quality of the air in the city of Leiria, trough the application of a model of air quality. To accomplish of this study, a review of air quality models in terms of functionalities, as well as the advantages and limitations of its application in different conditions and for different purposes, have been performed.

The model *ADMS* is based on the gaussian model, that also includes the chemical and of street-canyon modules. It was proceeded the characterization of the study area, to the analysis of the traffic emissions obtained by *TREM* model, as well as the meteorological data supplied by the *MM5* model, concerning the 21 September of 2007, the study target day.

The model was applied to analyze the space distribution and temporal variation of pollutants  $\text{SO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{COV}$  and  $\text{PM}_{10}$ .

The results were validated through the comparison with measurements of pollutants concentration, performed in a point located inside of the study area for the selected day.

In general way, the modeling results shows a good agreement with the measured values

**Key Words:** Air quality; air quality models, *ADMS-Roads*, Gaussian models.

## Índice de Figuras

Figura 1 - Exemplo da rosa de concentração de $H_2S$ .....	7
Figura 2 – Estrutura vertical Troposfera .....	7
Figura 3 - Representação de uma pluma num vale profundo .....	9
Figura 4 – Representação do campo tridimensional de uma pluma do tipo gaussiano .....	11
Figura 5 - Representação adimensional da variação do comprimento de Monin-Obukhov em função da estabilidade da atmosfera .....	21
Figura 6 - Representação dimensional da variação do comprimento de Monin-Obukhov em função da estabilidade da atmosfera .....	22
Figura 7 – Representação da modelação da dispersão de poluentes emitidos por fontes em linha, área ou volume.....	24
Figura 8 - Estradas afectadas por barreiras acústicas .....	26
Figura 9 - Ilustração da elevação da pluma ( $z$ - é a altura acima do solo; $U$ é a velocidade do vento, $\theta$ é a temperatura potencial e $U_F$ é a velocidade de uma partícula que se desloca ao longo do centro da pluma) .....	27
Figura 10 - Ilustração do efeito da deposição seca. Nos gráficos posteriores é possível comparar a situação com deposição seca (linha a cheio) e sem deposição seca (linha a tracejado) .....	28
Figura 11 – Representação esquemática da deposição húmida.....	29
Figura 12 – Enquadramento geográfico do concelho de Leiria .....	37
Figura 13 – Composição da população do concelho de Leiria segundo faixa etária (Fonte: INE 2006).....	37
Figura 14 - Densidade populacional das freguesias do concelho de Leiria (Fonte: INE 2001)...	38
Figura 15 - Distribuição da população por sectores de actividade económica (Fonte: INE 2003)39	
Figura 16 – Distribuição das actividades económicas (Fonte: INE 2000).....	39
Figura 17 - Distribuição do parque automóvel do concelho de Leiria (Fonte: ACAP 2001) .....	40
Figura 18 – Variação das temperaturas máximas, mínimas e médias mensais no concelho de Leiria no ano de 2007 .....	43
Figura 19 - Domínio de estudo .....	44
Figura 20 - Ponto de amostragem com o Laboratório móvel de Qualidade do Ar durante a Semana de mobilidade.....	45
Figura 21 – Variação da temperatura no dia 21 de Setembro de 2007.....	46
Figura 22 - Direcção e velocidade do vento no dia 21 de Setembro de 2007 .....	46
Figura 23 - Variação da altura da camada limite no dia 21 de Setembro de 2007 .....	47

Figura 24 - Variação da concentração dos poluentes na Estação da Ervideira ao longo do dia .	48
Figura 25 - Estradas de Leiria em estudo.....	49
Figura 26 - Emissões de CO provenientes do tráfego rodoviária ( $\text{g.km}^{-1}.\text{h}^{-1}$ ) .....	50
Figura 27 - Emissões de PM10 provenientes do tráfego rodoviário ( $\text{g.km}^{-1}.\text{h}^{-1}$ ).....	50
Figura 28 - Factores de multiplicação utilizados no cálculo das emissões.....	51
Figura 29 - Representação espacial das concentrações de $\text{SO}_2$ às 17 horas .....	53
Figura 30 - Comparação entre valores de $\text{SO}_2$ medidos e valores modelados.....	54
Figura 31 - Representação espacial das concentrações de CO às 17 horas .....	55
Figura 32 - Comparação entre as concentrações de CO medidas e simuladas .....	55
Figura 33 - Representação espacial das concentrações de PM10 às 17 horas.....	56
Figura 34 - Comparação entre as concentrações de PM10 medidas e simuladas.....	57
Figura 35 - Representação espacial das concentrações de $\text{NO}_x$ às 17 horas.....	57
Figura 36 – Variação horária da concentração de $\text{NO}_x$ .....	58
Figura 37- Representação espacial da concentração de COV às 17 horas .....	59
Figura 38 - Variação da concentração horária de COV.....	59

## Índice de Tabelas

Tabela 1 - Relações para o cálculo dos coeficientes de dispersão .....	12
Tabela 2 - Variáveis meteorológicas para <i>input</i> e <i>output</i> no <i>ADMS-Roads</i> .....	20
Tabela 3 - Correspondência aproximada entre os parâmetros da camada limite a as classes de estabilidade.....	21
Tabela 4 - Intensidade e direcção de vento no mês de Julho às 9 horas.....	41
Tabela 5 - Intensidade e direcção de vento no mês de Julho às 18 horas.....	42
Tabela 6 - Intensidade e direcção de vento no mês de Janeiro às 9 horas.....	42
Tabela 7 - Intensidade e direcção de vento no mês de Janeiro às 18 horas.....	42
Tabela 8 - Larguras e nº de faixas das estradas .....	48
Tabela 9 - Parâmetros meteorológicos calculados pelo modelo <i>ADMS-Roads</i> .....	52
Tabela 10 - Indicadores estatísticos .....	60
Tabela 11 - Resultados da análise estatística para o SO <sub>2</sub> , CO e PM <sub>10</sub> .....	61



## Siglas

ACAP – Associação de Comércio Automóvel de Portugal

ADMS – *Atmospheric Dispersion Modelling System*

$A_i$  – Idade do poluente

AL – Atmosfera livre

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

C – Concentração

$C_i$  – Concentração da fonte  $i$

CLA – Camada limite da atmosfera

$C_o$  – Concentração observada

CO – Monóxido de Carbono

CO<sub>2</sub> – Dióxido de Carbono

COV – Compostos orgânicos voláteis

$C_P$  – Concentração prevista

$v_d$  – Velocidade de deposição

F – Fluxo de deposição seca

$h$  – Altura da camada limite

H<sub>2</sub>S – Ácido sulfídrico

H<sub>B</sub> - Altura dos edifícios

$h_B$  - Altura da estrada sem barreiras acústicas

H<sub>S</sub> – Altura da estrada

INE – Instituto Nacional de Estatística

J – Joule

K – Kelvin

kg - quilogramas

L – Largura da estrada

L<sub>MO</sub> – Comprimento de Monin-Obukhov

L<sub>s</sub> – Comprimento da fonte

m - metros

N – Número total de fontes

NO – Monóxido de Azoto

NO<sub>2</sub> – Dióxido de Azoto

$\text{NO}_x$  – Óxido de Azoto

$\text{O}_3$  - Ozono

PM – Partículas em suspensão

QA – Qualidade do ar

Qs – Caudal de emissão

RMS - Valor quadrático médio

ROC – Componentes orgânicos reactivos

RP – Grupo de radicais

s - segundo

$v_s$  – Velocidade terminal

SGN – Produtos estáveis gasosos do azoto

SIG – Sistemas de Informação Geográfica

SNGN – Produtos estáveis não gasosos do azoto

$\text{SO}_2$  – Dióxido de Enxofre

t – Tempo de percurso

$T_s$  – Tempo de amostragem

$\underline{U}_F$  – Velocidade da partícula que se desloca ao longo do centro da pluma

$\text{Unid.s}^{-1}$  – Unidades por segundo

z – Altura acima do solo

$z_p$  – Altura da pluma acima do solo

$\theta$  – Temperatura potencial

$\Lambda$  – Coeficiente de *washout*

$\sigma_a$  - Desvio padrão do ângulo azimutal (na horizontal) à altura da fonte

$\sigma_e$  - Desvio padrão do ângulo de elevação (na vertical)

$\sigma_w$  - Componente vertical da turbulência

$\sigma_y$  – Coeficiente de dispersão transversal

$\sigma_z$  – Coeficiente de dispersão vertical

$\sigma_\theta$  – Dispersão lateral

$\sigma_{v_c}$  - RMS da velocidade vertical devido à convecção

$\sigma_{v_n}$  - RMS da velocidade vertical devido à turbulência mecânica

## Índice

<b>1. Introdução .....</b>	<b>1</b>
<b>2. Modelação da dispersão dos poluentes .....</b>	<b>5</b>
2.1. PROCESSOS FÍSICOS E FACTORES QUE INFLUENCIAM A DISPERSÃO DE POLUENTES .....	5
2.2. MODELOS DE PLUMA GAUSSIANA .....	9
2.3. EXEMPLOS DE MODELOS GAUSSIANOS .....	13
<b>3. Modelo ADMS – Roads .....</b>	<b>18</b>
3.1. DADOS METEOROLÓGICOS .....	18
3.2. PARAMETRIZAÇÃO DA CAMADA LIMITE .....	20
3.3. FONTES DE EMISSÃO .....	22
3.4. OPÇÕES DE MODELAÇÃO .....	27
<b>4. Caso de estudo .....</b>	<b>36</b>
4.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO: CONCELHO DE LEIRIA .....	36
4.2. APLICAÇÃO DO MODELO À ÁREA DE ESTUDO .....	43
4.3. RESULTADOS E SUA DISCUSSÃO .....	51
<b>5. Conclusões .....</b>	<b>62</b>
<b>6. Referências bibliográficas .....</b>	<b>64</b>
<b>7. Anexos .....</b>	<b>i</b>



## 1. Introdução

Com o avanço tecnológico e o consequente aumento da cadeia produtiva e o crescimento desenfreado das cidades e da população, a sociedade começou a ter consciência da necessidade do controle da qualidade do ar. Diariamente, poluentes atmosféricos prejudiciais para a saúde humana são emitidos para o ar, principalmente pelo tráfego automóvel e chaminés industriais. A maioria dessas emissões não possui um controlo efectivo, em grande parte pela dificuldade de uma correcta monitorização destas fontes ou mesmo pela pouca, ou nenhuma, preocupação com as questões ambientais.

As fontes de poluição são variadas e podem ser classificadas, quanto à sua origem, em *naturais*, incluindo o solo, plantas, animais, vulcões etc., ou em *artificiais ou antropogénicas*, ou seja, aquelas que resultam da actividade humana e incluem, entre outras, as instalações industriais e os meios de transporte. Para além desta classificação as fontes emissoras, podem ainda ser classificadas quanto à natureza das emissões em *fontes pontuais*, ou seja, aquelas que pela sua dimensão ou contributo nas emissões totais da área em estudo, carecem de um tratamento individual; *fontes em área*, que se referem a emissões difusas, distribuídas de forma maioritariamente homogénea na área de estudo em causa, podendo incluir fontes de pequenas dimensões ou de difícil identificação; e *fontes em linha*, que normalmente estão associadas às fontes móveis (Borrego, 1995).

Para além da classificação das fontes emissoras dos poluentes, é ainda possível classificar os próprios poluentes. Deste modo, é possível classifica-los sob o ponto de vista da sua produção em:

- *poluentes primários*, os que são emitidos directamente pelas fontes para a atmosfera (gases que provêm de tubo de escape de um veículo automóvel ou de uma chaminé de uma fábrica). Como exemplos desses gases têm-se: monóxido de carbono (CO), óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), partículas em suspensão (PM).
- *poluentes secundários*, os que resultam de reacções químicas que ocorrem na atmosfera e onde participam alguns poluentes primários. O ozono troposférico (O<sub>3</sub>) e as partículas são alguns dos exemplos deste tipo de poluentes (Miranda, 2001; Zannetti, 2003).

Tendo em conta que cada vez mais é necessário haver uma preocupação com a qualidade do ar (QA), devem ser estabelecidos objectivos, princípios e normas gerais da avaliação e da gestão da qualidade do ar, visando evitar, prevenir ou limitar as emissões de certos poluentes atmosféricos, bem como os efeitos nocivos desses poluentes sobre a saúde humana e sobre o ambiente na sua

globalidade. Deste modo, existe um regime legal sobre a qualidade do ar, que se encontra estabelecido nos seguintes Decretos-Lei:

- Decreto-lei 276/99 de 23 de Julho, que transpõe para o regime jurídico português a Directiva-Quadro da Qualidade do Ar, Directiva 96/62/CE de 27 de Setembro, definindo as linhas de orientação da política de gestão da qualidade do ar;
- Decreto-Lei 111/2002 de 16 de Abril, que transpõe as Directivas comunitárias 1999/30/CE de 22 de Abril, relativa a valores limite para o dióxido de enxofre, dióxido de azoto, óxidos de azoto, partículas em suspensão e chumbo no ar ambiente, e 2000/69/CE de 16 de Novembro, relativa a valores limite para o benzeno e o monóxido de carbono. Além de estabelecer os valores limite das concentrações no ar ambiente de todos estes poluentes, este decreto-lei define as regras de gestão da qualidade do ar a eles aplicáveis;
- Decreto-Lei 320/2003 de 20 de Dezembro, que transpõe para o direito interno a Directiva 2002/3/CE de 12 de Fevereiro, relativa ao ozono, estabelece objectivos de longo prazo, valores alvo, limiares de alerta e informação ao público para as concentrações deste poluente no ar ambiente;
- Decreto-Lei 351/2007 de 23 de Outubro, que transporta para o direito interno a Directiva 2004/107/CE de 15 de Dezembro, cujo conteúdo incide sobre determinados metais pesados e hidrocarbonetos aromáticos presentes nas partículas em suspensão exigindo a recolha da amostra e posterior análise laboratorial, como tal, a disponibilização da informação é efectuada numa base temporal diferente da dos restantes poluentes.

Para além destas directivas comunitárias transposta para o direito interno, existe ainda a nova Directiva Europeia, Directiva 2008/50/CE, que reconhece como objectivo a redução da poluição na Europa para níveis que minimizem os seus efeitos prejudiciais na saúde humana, assumindo como ideia basilar a necessidade de combater as emissões poluentes na sua origem e identificar e implementar as medidas mais eficazes de redução de emissões a nível local, nacional e comunitário, cuja transposição pelos Estados-membros deverá ocorrer antes de 11 de Junho de 2010.

Contudo, não basta estabelecerem-se limites de emissão ou efectuarem-se avaliações às fontes de emissão, deve proceder-se à previsão dos impactos ambientais de determinados projectos, de modo a apoiar a elaboração de planos de acção e de tomadas de decisão. Em determinadas situações, incluindo circunstâncias legalmente previstas (Decreto-lei 78/2004 de 3 de Abril), pode

recorrer-se a modelos matemáticos que efectuem a modelação das concentrações de poluentes resultantes de determinadas fontes poluentes.

Assim, a necessidade de prever antecipadamente o efeito na qualidade do ar, de acidentes que possam ocorrer em termos de emissões de poluentes para a atmosfera, a fim de estabelecer as medidas preventivas e correctivas, impulsiona as pesquisas para o desenvolvimento de novos modelos matemáticos de dispersão de pluma, cada vez mais rápidos e precisos. O elevado custo na monitorização ambiental inviabiliza os estudos baseados nas técnicas experimentais, tornando necessário o desenvolvimento constante de técnicas matemáticas de simulação da dispersão dos poluentes. Estes modelos têm como objectivo estimar a concentração do poluente na atmosfera. A intensidade da turbulência presente na atmosfera, e as condições meteorológicas podem definir como será o processo de dispersão de uma pluma de contaminantes a partir de uma fonte (Moura & Muller, 2005).

Existem várias abordagens que permitem analisar o fenómeno da dispersão dos poluentes atmosféricos, podendo destacar-se as teorias euleriana, langrangeana, bem como a guassiana, devido à sua extensa aplicação (Reid, et al, 2007).

Embora os modelos de simulação da qualidade do ar sejam ferramentas muito úteis, podem ser amplamente potenciadas se forem ligadas a convenientes meios de visualização e representação espacial, como é o caso dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG), visto traduzirem fenómenos com uma forte componente espacial (Almeida & Coutinho-Rodrigues, 2003). Assim, no domínio do ambiente, um SIG pode constituir uma ferramenta eficaz para a representação deste tipo de ocorrências, para apoio na previsão de impactos e na definição de estratégias quer de controlo das emissões de poluentes quer de prevenção.

O objectivo principal deste trabalho é o estudo de qualidade do ar na área metropolitana de Leiria. De forma a atingir o objectivo proposto pretende-se utilizar um sistema de modelos ADMS baseado no modelo gaussiano, módulo químico e módulo de “*street-canyon*”. Para a aplicação correcta deste modelo é necessário caracterizar a área de estudo em termos de fontes de poluição, topografia e dos obstáculos (Hirtl, 2007).

Assim, a presente dissertação encontra-se estruturada em quatro capítulos principais. No segundo capítulo abordam-se os principais conceitos de modelação da dispersão dos poluentes, nomeadamente os processos físicos que a envolvem, os factores que a influenciam, bem como se apresenta resumidamente alguns modelos da qualidade do ar, entre os quais o modelo Gaussiano.

No terceiro capítulo descrevem-se as funcionalidades do modelo *ADMS-Roads*, seleccionado para o estudo da QA no âmbito deste trabalho, referindo os parâmetros necessários como *inputs* e a opções de modelação que este permite. O caso de estudo, ou seja, a avaliação da qualidade do ar em Leiria, encontra-se descrito no quarto capítulo, onde é feita uma breve caracterização da área de estudo, são indicados os parâmetros seleccionados para dados de entrada e os resultados que o modelo forneceu, efectuando-se um tratamento estatístico dos resultados bem como uma análise espacial com o recurso ao ArcView.



## **2. Modelação da dispersão dos poluentes**

A modelação da qualidade do ar permite uma análise, através de expressões matemáticas, da relação entre as emissões de poluentes e os seus efeitos na qualidade do ar. É possível efectuar a modelação da dispersão de poluentes, de transformações químicas que ocorrem com determinados poluentes, da sua deposição de poluentes, bem como dos impactos adversos das concentrações que se verificam num determinado local, ou área.

### **2.1. Processos físicos e factores que influenciam a dispersão de poluentes**

Os poluentes produzidos por actividades naturais e antropogénicas são introduzidos na atmosfera e transportados pelo vento, sendo este transporte acompanhado por uma diluição progressiva no ar ambiente, denominando-se este processo de dispersão (Miranda, 2001). Ao analisar-se a propagação de uma pluma emitida por uma fonte pontual, verifica-se que os poluentes movem-se de uma região com maior concentração de poluentes, para uma zona de reduzida concentração.

O movimento de um fluido num fluxo turbulento traduz-se com movimentos irregulares, ou turbilhões de pequena escala. Um turbilhão pode provocar a interacção de uma parte da pluma com elevada concentração de poluentes, com uma zona considerada de ar limpo, distanciada da pluma. A combinação de turbilhões de diferentes tamanhos provoca o alargamento e a diluição da pluma (Coopere & Alley, 2002).

Os turbilhões que têm influência na dispersão dos poluentes atmosféricos emitidos são provocados por mecanismos térmicos e mecânicos. A geração térmica de turbilhões acontece devido ao facto do solo absorver a energia emitida pelo sol, convertendo-a depois em calor. Esta energia térmica é transferida para o ar através de movimentos de condução/convecção, criando turbilhões térmicos. Quanto mais forte for a insolação solar, maior será o número de turbilhões formados. Os turbilhões mecânicos são gerados quando mudanças na intensidade e/ou direcção do vento acontecem rapidamente, também com maior frequência junto de obstáculos, como é o caso de árvores e edifícios (Coopere & Alley, 2002; Miranda, 2001).

A dispersão de poluentes pode ser influenciada por movimentos de microescala, cujo período de dispersão pode ocorrer em minutos, por movimentos de mesoescala, ou seja, por exemplo através

da brisa do mar e pode demorar horas ou dias, ou ainda por movimentos de macroescala, que diz respeito à dispersão de poluentes com elevado tempo de residência na atmosfera, daí que possa levar semanas ou meses a ocorrer (Arya, 1999; Moussiopoulou, et al, 1996).

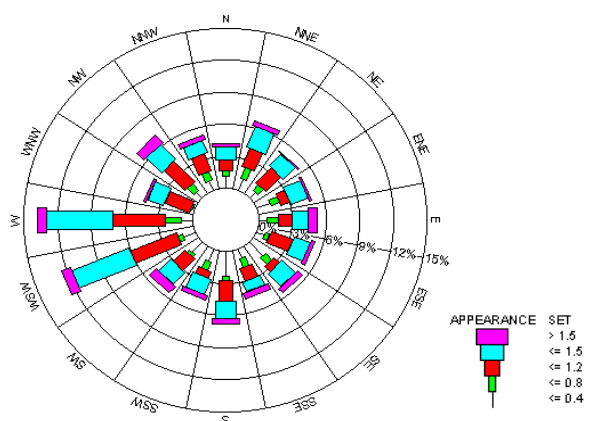
Tal como já foi referido a concentração dos poluentes atmosféricos vão sendo diluídos ao longo do tempo. Essa diluição vai sendo influenciada por vários fenómenos meteorológicos, sendo os mais relevantes o vento e a estabilidade da atmosfera, pela topografia do terreno, pelos obstáculos, como sejam os prédios, jardins, de entre outros.

#### ➤ **Influência do vento**

O vento influencia o transporte e a diluição dos poluentes, quer na sua direcção quer na velocidade que ele possa atingir. Quando a velocidade do vento aumenta, o volume de ar movimentado, durante um dado período de tempo, aumenta também. Se a taxa de emissão for relativamente constante, a duplicação da velocidade do vento irá diminuir para metade a concentração dos poluentes, ou seja, a concentração é função inversa da velocidade do vento (Arya, 1999). A velocidade que o vento atinge vai depender dos obstáculos que encontra, como é o caso de montanhas, vales, rios, florestas, edifícios, apresentando maiores velocidades junto a superfícies lisas (rios, campos de cultivo), do que junto a superfícies rugosas (montanhas e edifícios).

Também a direcção do vento vai influenciar o transporte dos poluentes atmosféricos. Assim, se a direcção do vento for relativamente constante, toda a área exposta vai ser afectada com elevados níveis de poluição, contrariamente se a direcção do vento for sendo alternada, os poluentes vão ser dispersos ao longo de uma grande área e portanto a concentração dos poluentes vai ser mais baixa (Arya, 1999).

Através da rosa da poluição, é possível analisar a concentração de um determinado poluente em função da direcção e velocidade do vento. Na Figura 1, pode-se analisar que foi na direcção W – SW que se verificaram os valores de concentração mais elevados de ácido sulfídrico ( $H_2S$ ).

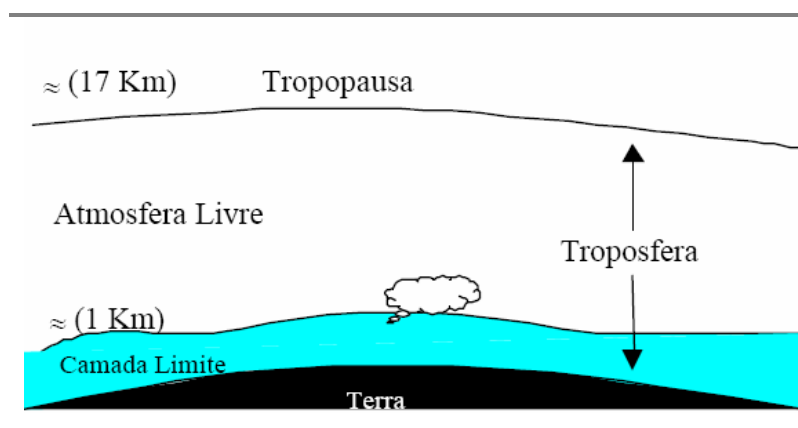


**Figura 1** - Exemplo da rosa de concentração de  $H_2S$

### ➤ Influência da estabilidade da atmosfera

A estabilidade da atmosférica é a tendência que o ar atmosférico apresenta para diminuir ou aumentar o movimento vertical, ou alternativamente suprimir ou ampliar a turbulência existente, relacionando-se não só com o perfil do vento mas também com a distribuição de temperaturas na vertical.

A troposfera a camada mais próxima da superfície da terra. Tal como verificado pela análise da Figura 2, pode-se dividir a troposfera em duas partes, a camada limite atmosférica (CLA), com características turbulentas e a atmosfera livre (AL).



**Figura 2** – Estrutura vertical Troposfera

A estabilidade atmosférica na camada limite, ou seja, nas primeiras centenas de metros acima da superfície, apresenta valores muito diferentes dos observados na atmosfera livre, onde se verifica

em geral uma estabilidade estática, devido ao facto de não se fazer sentir o ciclo diurno de aquecimento/arrefecimento do solo (Miranda, 2001). A camada limite é uma zona preferencial para a formação de turbilhões mecânicos e térmicos (Coopere & Alley, 2002).

No topo da CLA existe uma zona onde se observa uma grande estabilidade, zona essa denominada por camada de inversão, que vai inibir o movimento vertical. Esta camada actua como uma tampa para a difusão vertical dos poluentes. Devido às diferentes condições de estabilidade no topo e na base da camada limite e à sua altura, existem diferentes padrões de dispersão dos poluentes.

#### ➤ **Influência da topografia**

A topografia do terreno também influencia a dispersão, principalmente ao nível de movimentos de micro e mesoescala, junto a fontes pontuais ou em área (Arya, 1999).

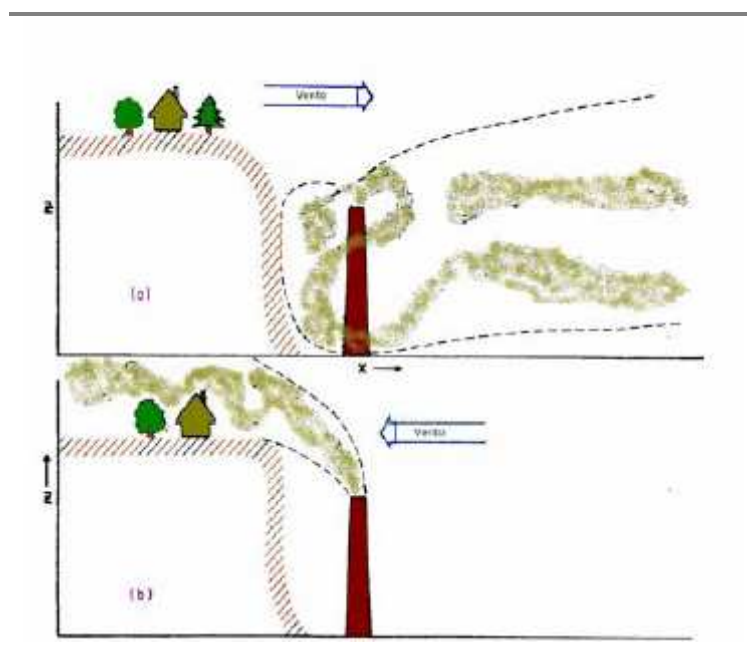
Quando se faz referencia à topografia pretende-se abranger todas as irregularidades existentes à superfície que podem variar desde a grande montanha ou a pequena depressão ao nível do solo, até a uma sucessão de irregularidades.

A localização de rios, vales ou montanhas junto das cidades industriais vai influenciar directamente a dispersão dos poluentes atmosféricos, visto a complexidade do terreno provocar grandes mudanças na direcção / velocidade do vento e dos fluxos turbulentos. Importa referir que são considerados terrenos complexos, aqueles onde existem elevações verticais significativas, a ponto de influenciar o escoamento atmosférico ao seu redor, provocando recirculações (Moraes, 2001).

As montanhas e colinas podem também formar barreiras físicas ao movimento do ar (Arya, 1999), influenciando a dispersão dos poluentes atmosféricos.

De forma a demonstrar a influência das irregularidades de terreno na dispersão de poluentes é usual recorrer-se à exemplificação da observação de uma chaminé. Na Figura 3, pode observar-se uma chaminé junto à encosta de um vale, com vento perpendicular. Quando a direcção do vento for do alto da colina para o centro do vale (situação a), como a chaminé se encontra na cavidade do vale, o efluente dispersar-se-á bastante antes de ser transportado para a esteira onde o escoamento se faz na direcção do vento no alto da colina. Na situação b), a chaminé está a montante da encosta do vale, sendo o escoamento da pluma deflectido para cima passando sobre o topo da encosta. Se o fim da encosta e o princípio do planalto for tipo aresta viva, forma-se uma esteira e cavidade sobre o planalto, enquanto que numa aresta do tipo arredondado ocorrerá um

escoamento regular e acelerado. Em qualquer dos casos, haverá uma concentração elevada sobre o planalto (Borrego, 1995).



**Figura 3** - Representação de uma pluma num vale profundo

Como se pode verificar não existe uma solução exacta para o problema da dispersão dos poluentes, sendo por isso necessário recorrer a modelos quando se pretende estudar esta problemática. Embora sejam vários os modelos a que se possa aplicar, consoante o tipo de abordagem que se pretende, o mais utilizado é o modelo gaussiano.

## 2.2. Modelos de pluma gaussiana

Os modelos de dispersão de poluentes atmosféricos podem ser usados para determinar limites de emissão permitidos, bem como para avaliar os impactos na qualidade do ar de uma fonte existente ou projectada, tendo em conta os objectivos da qualidade do ar impostos pelo país ou região (Zannetti, 2003). Contudo, são também utilizados como uma ferramenta de apoio na tomada de decisões, relacionadas com questões que surgem na gestão da qualidade do ar, como é o caso de:

- identificação de quem contribui para a contaminação da qualidade do ar;
- avaliação das medidas de mitigação estratégicas que tenham sido implementadas;
- planeamento de implementação de novas fontes de emissão;

- optimização das fontes de emissão por forma a reduzir os impactos provocados na qualidade do ar;
- previsão da ocorrência de potenciais episódios da qualidade do ar.

Genericamente, os modelos necessitam de valores meteorológicos e de emissões, como dados de entrada. Contudo, dados acerca das condições de fronteira, tal como uma concentração de fundo, são também muitas vezes utilizados. Em termos de resultados do modelo, são essencialmente estimativas das concentrações dos poluentes que se pretendem quantificar, podendo estas dizer respeito a vários períodos de tempo, serem pontuais ou médias espaciais (Zannetti, 2003).

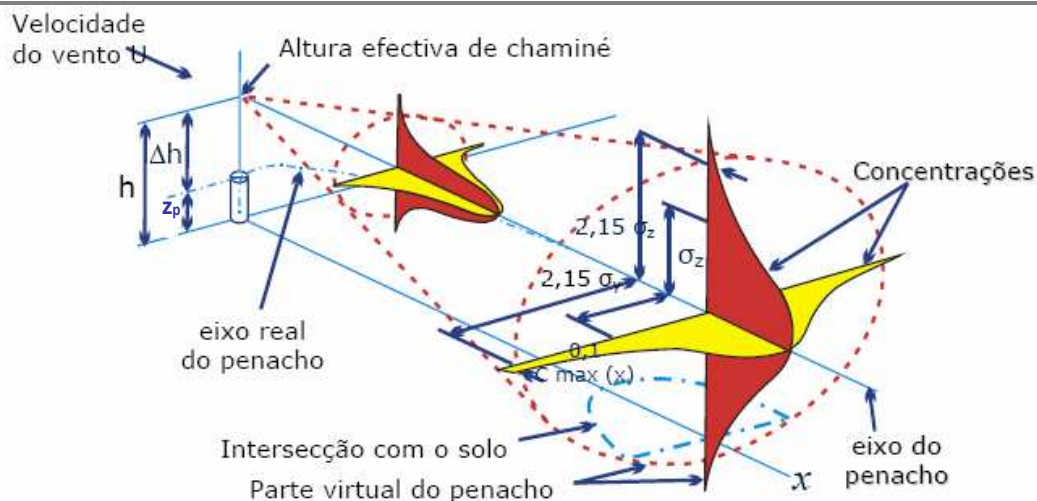
A aproximação de pluma gaussiana está presente num variado leque de modelos da QA. Esta aproximação adapta-se a diversas situações, nomeadamente o tipo de fonte contínua emissora dos poluentes (fonte em linha, área ou pontual), às condições de escoamento homogéneo, ou seja, considera-se que a velocidade do vento é constante em todo o domínio, bem como a estabilidade da atmosfera, e é válida também para situações em que se verificam longas distâncias da fonte emissora.

Os modelos gaussianos permitem, o cálculo da concentração de poluentes atmosféricos,  $C(x,y,z)$ , considerando que a direcção  $x$  é a direcção do vento na vizinhança da chaminé, a direcção  $y$  a transversal e a direcção  $z$  a direcção vertical, através da equação que se segue:

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_zU} \times \left[ \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{(z - z_p)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2} + \frac{(z + z_p)^2}{2\sigma_z^2}\right) \right] \quad (2.1)$$

em que  $Q$  é a taxa de emissão do poluente ( $g.s^{-1}$ ),  $U$  é a velocidade do vento na direcção  $x$  ( $m.s^{-1}$ ),  $z_p$  é a altura da chaminé acima do solo ( $m$ ),  $\sigma_y$  e  $\sigma_z$ , são respectivamente o coeficiente de dispersão na direcção horizontal e vertical (Zannetti, 2003). A Figura 4 representa esquematicamente uma pluma gaussiana de uma fonte pontual contínua, onde se verifica que a sua propagação ocorre na direcção do vento ( $U$ ).

Analisando a equação (2.1), verifica-se que o segundo termo representa o efeito do solo na propagação da pluma, traduzido por uma “reflexão” do poluente para o interior da camada quando este atinge o solo, sendo representado na expressão pela inserção de uma fonte virtual situada abaixo do solo, ou seja, à altura  $-z_p$ . Importa ainda referir que o primeiro termo do segundo membro da expressão (2.1) representa uma função de Gauss bidimensional, daí o nome do modelo (Miranda, 2001).



**Figura 4** – Representação do campo tridimensional de uma pluma do tipo gaussiano

### **Coefficientes de dispersão**

Os coeficientes de dispersão, ( $\sigma_y$  e  $\sigma_z$ ), necessários para o cálculo da concentração dos poluentes segundo a aproximação gaussiana, estão relacionados com as condições meteorológicas, e é essencialmente devido a estes dois parâmetros que existe alguma flexibilidade no uso da aproximação gaussiana. São funções de  $x$  e representam os desvios padrão da pluma em dispersão, na direcção transversal ( $y$ ) e vertical ( $z$ ) (Figura 4).

Na determinação dos valores dos coeficientes de dispersão pode recorrer-se a técnicas práticas ou a valores experimentais. Em termos práticos, uma técnica simples de determinação dos coeficientes é através do uso de sensores de vento e estabilidade colocados de modo a que os resultados sejam representativos do problema em estudo. Caso se coloque o equipamento à altura da fonte, é importante incluir um anemómetro para se obter a velocidade média do vento, instrumentos de medição de temperatura para que seja possível determinar a estabilidade da atmosfera e um cata-vento triplo para que se obtenham os desvios padrão dos ângulos vertical e horizontal do vento tridimensional. Após o registo deste dados, é possível calcular os valores dos coeficientes de dispersão, considerando as seguintes relações (Tabela 1):

**Tabela 1 - Relações para o cálculo dos coeficientes de dispersão**

<b>Atmosfera estável</b>	$\sigma_y$ (m)	$0,15 \times \sigma_a \times x^{0,71}$
	$\sigma_z$ (m)	$0,15 \times \sigma_e \times x^{0,71}$
<b>Atmosfera instável</b>	$\sigma_y$ (m)	$0,045 \times \sigma_a \times x^{0,86}$
	$\sigma_z$ (m)	$0,045 \times \sigma_a \times x^{0,86}$

em que,  $\sigma_a$  (em graus) é o desvio padrão do ângulo azimutal (na horizontal) à altura da fonte,  $\sigma_e$  (em graus) é o desvio padrão do ângulo de elevação (na vertical) à altura da fonte e  $x$  é a distância à fonte emissora (Borrego, 1995).

Uma outra forma de cálculo dos coeficientes de dispersão, tal como foi referido, é através de valores publicados na literatura. É evidente que tem que se ter em conta que esses valores não foram, na maior parte das situações, obtidos com as mesmas condições meteorológicas da situação em causa, contudo na maioria das vezes é com estes valores que se calculam as concentrações dos poluentes. Tendo em conta que estes coeficientes estão relacionados com a estabilidade da atmosfera é usual recorrer-se às classes de estabilidade de *Pasquill – Gifford*, como forma de caracterizar o tipo de estabilidade atmosférica presente (ver Anexo I). Nesta classificação supõe-se que a estabilidade nas camadas junto ao solo depende da radiação e da velocidade do vento.

### **Modelos gaussianos de nova geração**

Nos modelos matemáticos de dispersão de poluentes que têm por base a aproximação gaussiana, considera-se como hipótese que o poluente se dispersa com uma turbulência homogénea. Contudo, tal como já foi mencionado, devido à influência do terreno (presença de obstáculos), a diferentes condições meteorológicas a turbulência não é homogénea.

Nos últimos anos diversos estudos têm sido feitos para que seja possível validar os parâmetros fundamentais para a descrição da característica da camada limite superficial e da camada limite da atmosfera com medições junto ao solo. Deste modo, torna-se possível o desenvolvimento de modelos que descrevem a difusão de poluentes e que utilizam como dados meteorológicos de entrada os dados do nível do solo, que podem representar directamente a turbulência atmosférica através do valor do comprimento de Monin-Obukhov, e não através de classes de estabilidade empíricas como as de *Pasquill-Gifford*.



Com o objectivo de descrever as variáveis estatísticas de turbulência na camada limite da atmosfera, Monin e Obukhov, em 1954, desenvolveram uma teoria onde os fluxos verticais são considerados constantes com a altura. Esta teoria conhecida como a Teoria da Similaridade de Monin-Obukhov combina a turbulência mecânica com a térmica ou convectiva (Martins, 2004). Para investigar o comportamento dos fluxos superficiais, utilizam-se parâmetros como a altura, a fricção, a temperatura, a humidade e o comprimento de Monin-Obukhov.

O comprimento de Monin-Obukhov, representa a altura da camada limite da atmosfera onde os efeitos da turbulência mecânica se equivalem aos efeitos da turbulência convectiva, e é definido por:

$$L_{MO} = \frac{-u_*^3}{\frac{kgF_{\theta_0}}{\rho CpT_0}} \quad (2.2)$$

onde,

- $u_*$  é a velocidade de fricção na superfície da Terra ( $m.s^{-1}$ );
- $k$  é a constante de von Karman ( $k=0,4$ );
- $g$  é a aceleração da gravidade ( $m.s^{-2}$ );
- $F_{\theta_0}$  é o fluxo de calor específico ( $J.s^{-1}$ );
- $\rho$  é a densidade ( $kg.m^{-3}$ );
- $Cp$  é a capacidade de calor específico do ar ( $J. kg^{-1}.K^{-1}$ );
- $T$  é a temperatura da superfície (K).

Em condições instáveis o  $L_{MO}$  é negativo, ou seja, a sua magnitude é a medida da altura acima do solo onde a turbulência convectiva é mais importante que a mecânica, gerada pela fricção na superfície da terra, enquanto que em condições estáveis este parâmetro é positivo, e corresponde à medida da altura do solo onde a turbulência vertical é grandemente inibida pela estratificação estável (Martins, 2004).

Dos modelos de nova geração utilizados na Europa destacam-se o modelo dinamarquês *OML* e o modelo inglês *ADMS*, desenvolvido pelo CERC (*Cambridge Environmental Research Consultants*).

### 2.3. Exemplos de modelos gaussianos

Uma grande variedade de modelos tem sido desenvolvida pelo mundo para dar resposta às possíveis condições de modelação. Este tipo de modelos pode ser muito simples (tabelas e

gráficos) ou muito sofisticados. Os modelos mais simples assentam em muitas suposições das condições físicas subjacentes, bem como requerem algum esforço e experiência por parte de quem os executa. Quanto aos mais sofisticados, incluem formulações que descrevem os processos de forma mais compreensiva, e portanto requerem vários tipos de recursos, bem como experiência para seleccionar os *inputs* do modelo e saber interpretar os *outputs* que este produz.

Da grande variedade dos modelos que existem é possível agrupá-los em três amplas classes (Sakiyama et al, 2005).:

- **Modelos de despistagem:** são modelos simples e rápidos que servem para estimar o “pior caso” de concentração que pode acontecer caso ocorra uma determinada emissão. Não requerem dados meteorológicos horários como entrada, mas é necessário construir uma matriz de dados que representa um espectro de diferentes combinações meteorológicas que podem ocorrer, para que o modelo calcule as concentrações dos poluentes tendo em consideração essas mesmas combinações meteorológicas. Através do *output* destes modelos, é possível seleccionar a concentração mais elevada que poderá ocorrer. Estes modelos apresentam limitações, pois apenas permitem determinar o “pior caso” numa determinada hora tendo em conta o receptor e não é possível aplicá-lo em situações de estudos *long-term* (sazonais, anuais) sem se usar um factor de correlação.

- **Modelos refinados:** incluem um tratamento mais detalhado dos processos atmosféricos, requerem dados de entrada mais rigorosos, e fornecem a distribuição temporal e espacial das concentrações. Os modelos refinados estão mais próximos a realidade e apresentam maior precisão em termos de previsão do que os modelos de despistagem. Os *inputs* deste tipo de modelos carecem de dados como a rugosidade e o tipo de superfície do terreno, da definição de receptores e de dados meteorológicos horários representativos das condições no local da fonte. Quanto aos *outputs*, podem incluir análise de concentrações situações de *short-term* ou *long-term*.

- **Modelos avançados:** incluem um tratamento exaustivo dos dados meteorológicos, das emissões e dos processos químicos que podem ocorrer. Requerem especialização e recursos informáticos para a aquisição e introdução dos dados do modelo e interpretação dos resultados obtidos. Como exemplo deste tipo de modelos incluem-se os modelos fotoquímicos de escala regional que simulam contaminantes secundários ( $O_3$  e Partículas), num grande domínio. Com este tipo de modelos é

possível avaliar episódios, por exemplo, analisar uma situação a uma determinada hora durante vários dias.

Tal como já foi referido, os modelos podem ser aplicados para avaliação das implicações na qualidade do ar das emissões provenientes de uma determinada indústria, dos transportes que circulam numa zona específica. A avaliação a efectuar depende dos objectivos que se pretendem atingir, de factores técnicos e também do nível de risco a que as emissões estão associadas. Aquando da escolha do modelo a utilizar, é necessário encontrar respostas para questões como:

- Qual o modelo que fornece a informação necessária para a tomada de decisão?
- Qual o nível de detalhe e a precisão que se pretende com a análise?

Ao responder a questões deste género é mais fácil recorrer ao modelo que melhor se adequa à análise que se pretende fazer e aos objectivos que se desejam atingir.

Algumas entidades, como é o caso da *United States Environmental Protection Agency* (USA EPA), assim como o Ministério do Ambiente da British Colômbia), criaram guias de orientação acerca da utilização dos modelos da qualidade do ar, onde recomendam a utilização de alguns modelos e indicam em que circunstâncias estes devem ser escolhidos em detrimento de outros. Nestes guias, são sugeridos modelos a utilizar tendo em conta as três categorias anteriormente descritas, ou seja, modelos de despistagem, refinados e avançados. De seguida, indicam-se alguns dos modelos recomendados em que circunstâncias devem ser aplicados (Sakiama, et al, 2005; USEPA, 2005).

- **SCREEN 3**

O SCREEN 3 é um modelo de pluma gaussiana indicado para uma única fonte, seja ela pontual, em área ou em volume, que fornece a previsão da concentração máxima de um dado poluente ao nível do solo. É um modelo de despistagem e está capacitado para ter em consideração diversos efeitos como e o caso do *downwash* dos edifícios e da recirculação devido a cavidades do terreno. Permite estimar as concentrações médias de 24 horas em terrenos acima da altura da chaminé. O seu uso é recomendado também quando a distância de transporte dos poluentes é inferior a 50km.

- **RTM 3.2.**

O *Rough Terrain Diffusion Model* (RTM 3.2.) é um modelo de pluma gaussiana para condições constantes de vento e topografia, designado para estimar concentrações ao nível do solo, em terrenos que se encontrem acima da altura da chaminé, na proximidade de uma ou mais fontes

pontuais. Este modelo fornece concentrações numa grelha de receptores, numa área rural, através do uso de séries horárias de dados meteorológicos, como *inputs* do modelo. Obtém-se, como *outputs*, concentrações horárias para cada receptor, correspondentes a todo o período de dados meteorológicos utilizados. Os *outputs* podem ser processados de modo a que se obtenham as concentrações máximas, a frequência das excedências tendo em conta um determinado limite imposto, concentrações médias e a contribuição de múltiplas fontes. A EPA recomenda o uso do RTM 3.2. como modelo de despistagem em áreas de terreno que se encontrem acima da altura da chaminé e também quando o transporte do poluente se distancia 50km, embora seja preferencial ser usado a distâncias de 15km, e ainda para variações constantes ou temporais nas emissões de uma fonte.

- **AEROMOD**

O AEROMOD, tal como o RTDM 3.2., é um modelo de pluma gaussiano para condições constantes de vento e topografia, classificado como modelo refinado. Contém algoritmos para: condições estáveis e instáveis, penetração da pluma em inversões elevadas, tratamento de fontes elevadas e junto a superfície, computação de perfis verticais de vento, turbulência e temperatura, o estudo da influência do terreno no comportamento da pluma. O AEROMOD é um sistema de modelação que inclui dois sub-modelos, o AERMAP para processar os dados relativos ao terreno, e o AERMET, relacionado com os dados meteorológicos. O seu uso é recomendado para fontes num complexo industrial (pontuais, múltiplas, em área ou em linha), sem edifícios ou com edifícios com *downwash*, na deposição de gases ou partículas, em meios rurais ou urbanos, quando o transporte de poluentes é inferior a 50km, para estimar concentrações em todos os tipos de terrenos (Hanna, et al, 2001).

- **CALPUFF**

O CALPUFF é um modelo de *puff* gaussiano, refinado, que pode considerar condições meteorológicas variadas no espaço e no tempo, diferentes configurações de fontes e de contaminantes e transformações químicas. Os tratamentos específicos do modelo incluem: trajectórias curvilíneas, *downwash* dos edifícios, penetração da pluma na camada de inversão, interacção dos efeitos costeiros, incidências do terreno, estagnação, visibilidade dos efeitos das partículas. Pode aplicar-se na modelação de pequena escala (dezenas de metros), bem como em situações em que o transporte alcança distâncias de centenas de quilómetros. É um sistema

de modelação composto por três sub-modelos: CALMET (dados meteorológicos), CALPUFF (calcula os *outputs*) e o CALPOST (analisa e mostra os *outputs*). Para além do já referido, o seu uso é recomendado em condições meteorológicas complexas e instáveis, em situações existência ou não de edifícios, com disponibilidade de dados meteorológicos e geofísicos detalhados para *inputs* do modelo, para o tratamento de fontes múltiplas (pontuais, área ou volume).

- **CALINE 3**

O modelo CALINE 3, é um modelo de dispersão gaussiano para fontes em linha, usado para prever a média horária de um poluente não reactivo perto de estradas (auto-estradas, caminhos rurais), emitidos em escoamento livre pelo motor dos veículos. Pode ser ajustado para calcular tempos médios, tratar superfícies rugosas, bem como para tratar a deposição de partículas. Introduzindo dados sobre a fonte, a meteorologia, a geometria e características do local, este modelo pode prever a concentração de poluentes num receptor localizado a 150m da estrada, alias o seu uso é recomendado quando a o transporte de poluentes é inferior a 500m. O CALINE 3 calcula as concentrações dos poluentes mediante condições meteorológicas específicas, sem a interferência do terreno, e não possui outras opções para o tratamento da dispersão dos poluentes, tal como acontece com outros modelos. É um modelo refinado e pode ser usado tanto em áreas urbanas como rurais.

### 3. Modelo ADMS – Roads

O modelo *ADMS-Roads* é uma versão do modelo *Atmospheric Dispersion Modelling System (ADMS)*, que é um sistema de modelos utilizados para a modelação da dispersão de poluentes na atmosfera, provenientes de fontes industriais e do tráfego automóvel. Com o modelo *ADMS-Roads* as fontes podem ser consideradas como pontos, linhas, áreas ou volumes, permitindo também estudar problemas simples de dispersão dos poluentes, como é o caso de fontes pontuais isoladas ou de uma simples estrada, bem como casos mais complexos, como múltiplas fontes industriais, emissões de tráfego de uma área avultada ou mesmo o estudo de situações com topografia complexa.

Este modelo pode ser usado sozinho ou em conjunto com Sistemas de Informação Geográfica (SIG), como é o caso do ArcView, ArcGis ou MapInfo, permitindo desta forma uma visualização espacial da concentração dos poluentes.

Por forma a conhecer melhor o modelo *ADMS-Roads* de seguida apresentam-se algumas das suas características técnicas mais importantes (CERC, 2006).

#### 3.1. Dados meteorológicos

Os dados meteorológicos utilizados como *inputs* do modelo podem ser bastante diversos. Para além da diversidade o modelo permite a sua introdução num ficheiro especializado para o efeito ou então de forma directa na interface do modelo.

No mínimo os dados requeridos são:

- a velocidade do vento junto ao solo;
- a direcção do vento;
- o comprimento de Monin-Obukhov;
- o fluxo de calor da superfície;
- a nebulosidade, o dia, mês e hora,

sendo que dos últimos três parâmetros é apenas exigido um deles, e em caso de colocação dos três o comprimento de Monin-Obukhov é tido como preferencial.

Caso apenas exista disponibilidade de dados como a nebulosidade, o dia, mês e hora, deve-se adicionar informação acerca da temperatura e da altura da camada limite, contudo apenas se os valores forem conhecidos. Em substituição dos valores de nebulosidade, caso não estejam disponíveis, podem utilizar-se os valores de radiação solar ao nível do solo.

Para além das variáveis já mencionadas, existem outras passíveis de serem introduzidas mas apenas se os valores exactos forem conhecidos. De uma forma geral, a altura da camada limite apenas é introduzida quando se concluir que se pode obter uma estimativa melhor que pelo próprio pré-processador.

No modelo *ADMS-Roads*, as condições meteorológicas são definidas para situações estáveis, neutras ou convectivas, sendo estas caracterizadas em termos da relação  $h / L_{MO}$  (altura da camada limite / comprimento de Monin-Obukhov). Assim,

- $H / L_{MO} \geq 1$  – estável
- $-0,3 \leq h / L_{MO} < 1$  – neutra
- $h / L_{MO} < -0,3$  – convectiva

Como dados de entrada o modelo requer também dados relacionados com a rugosidade do terreno, a altura acima do solo a que o vento foi medido, se os dados reunidos são sequenciais em termos de tempo.

Para o processamento dos dados, o modelo é chamado uma vez para cada linha de dados, calculando posteriormente, através de algoritmos *standart*, os parâmetros meteorológicos da camada limite requeridos pelo modelo de dispersão, sendo estes depois facultados como dados de saída do modelo.

O modelo *ADMS-Roads* não tem capacidades para simular a dispersão em condições de vento calmo. Assim, em casos em que a velocidade do vento, medido a 10m, seja inferior ao valor de  $0,75 \text{ m.s}^{-1}$ , o modelo apaga o valor, substituindo-o por esse valor.

Na Tabela 2, que se segue, indicam-se os vários parâmetros meteorológicos que podem ser introduzidos no modelo.

**Tabela 2** - Variáveis meteorológicas para *input* e *output* no *ADMS-Roads*

Nome curto	Nome longo	Abreviatura	Unidades
WIND SPEED	Velocidade do vento	U	m.s <sup>-1</sup>
UG/USTAR	Velocidade do vento geostrófico / velocidade de fricção	UGSTAR	-
WIND DIRN	Direcção do vento	PHI	graus
DIRN CHANGE	Diferença entre a direcção do vento geostrófico e direcção junto à superfície	DELTAPHI	graus
HEAT FLUX	Fluxo de calor sensível	FTHETA0	W.m <sup>-2</sup>
1/ L <sub>MO</sub>	Comprimento de Monin-Obukhov	RECIPLMO	m <sup>-1</sup>
BL DEPTH	Altura da camada limite	H	m
CLOUD	Nebulosidade	CL	oitavas
SOLAR RAD	Radiação solar	SOLAR RD	W/m <sup>2</sup>
TEMPERATURE	Temperatura	T0C	°C
N ABOVE BL	Frequência de flutuação acima da camada limite	NU	s <sup>-1</sup>
DELTA THETA	Variação da temperatura no topo da camada limite	DELTATHETA	°C
PRECIP	Fluxo de precipitação	P	mm.h <sup>-1</sup>
SIGMA THETA	Sigma Theta	SIGMATHETA	graus
ALBEDO	Albedo	R	-
ALPHA	Parâmetro modificado Priestley – Taylor	ALPHA	-
HOUR	Hora	THOUR	-
DAY	Dia	TDAY	-
YEAR	Ano	YEAR	-
FREQUENCY	Frequência	FR	-

### 3.2. Parametrização da camada limite

No modelo *ADMS-Roads*, a camada limite é caracterizada pela sua altura (h) e pelo comprimento de Monin-Obukhov (L<sub>MO</sub>), e não pelas classes de estabilidade de *Pasquill–Gifford*.

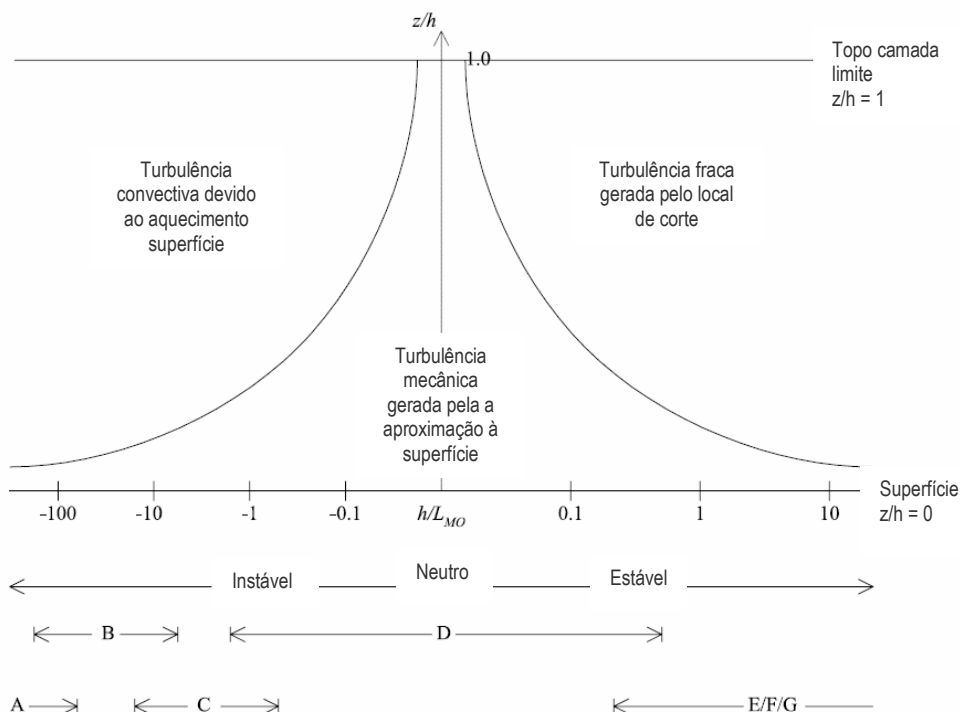
Contudo, é possível estabelecer uma correspondência entre os parâmetros h e L<sub>MO</sub>, e as classes de estabilidade de *Pasquill–Gifford* embora esta não possa ser considerada exacta, visto que diferentes valores de h e L<sub>MO</sub> podem corresponder a uma mesma classe de estabilidade (Tabela 3)

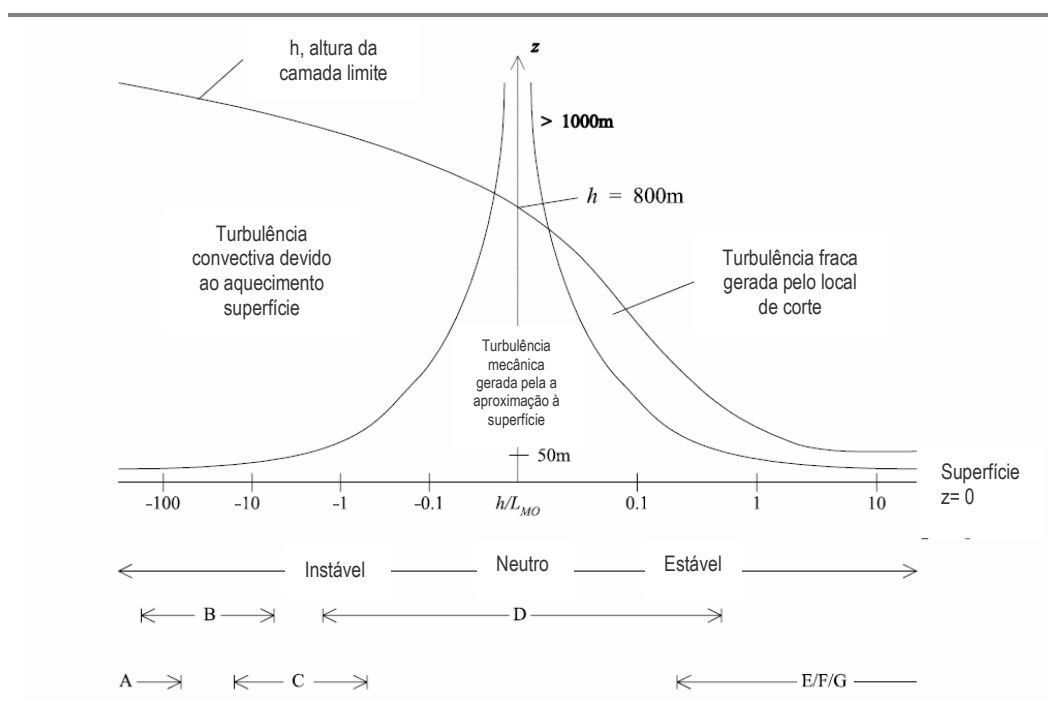


**Tabela 3** - Correspondência aproximada entre os parâmetros da camada limite a as classes de estabilidade

U (m/s)	L <sub>MO</sub> (m)	1 / L <sub>MO</sub> (m <sup>-1</sup> )	h (m)	h / L <sub>MO</sub>	Classes de estabilidade
1	-2	-0,5	1300	-650	A
2	-10	-0,1	900	-90	B
5	-100	-0,01	850	-8,5	C
5	∞	0	800	0	D
3	100	0,01	400	4	E
2	20	0,05	100	5	F
1	5	0,2	100	20	G

Através das Figuras 5 e 6 é possível observar as diferentes regiões da camada limite considerando os parâmetros  $h / L_{MO}$  e  $z / h$ , em que  $z$  é a altura vertical. Esta abordagem acerca da estabilidade da camada limite, onde a sua estrutura é definida através de duas variáveis,  $z / L_{MO}$  e  $z / h$ , invalida a formulação de *Pasquill-Gifford*, e difere circunstancialmente uma vez que a variação das propriedades da camada limite com a altura já podem ser incluídas.

**Figura 5** - Representação adimensional da variação do comprimento de Monin-Obukhov em função da estabilidade da atmosfera



**Figura 6** - Representação dimensional da variação do comprimento de Monin-Obukhov em função da estabilidade da atmosfera

### 3.3. Fontes de emissão

As fontes de emissão do presente modelo podem ser industriais ou rodoviárias, sendo que este dispõe de quatro formas diferentes das modelar, ou seja, podem ser modeladas como pontos, linhas, em área ou volume. De seguida, descreve-se a forma como cada fonte de emissão é caracterizada dentro do modelo, assim como o método que é utilizado no cálculo das concentrações dos poluentes.

#### Módulo de fontes múltiplas

O modelo *ADMS-Roads* permite modelar mais de cinco grupos de fontes, sendo que cada grupo pode conter todas as fontes ou apenas parte delas. Para além disso, uma fonte pode ser membro de um ou mais grupo, contudo cada fonte apenas pode aparecer uma vez em cada grupo.

Quanto ao tipo de fontes, podem ser modeladas fontes industriais ou tráfego rodoviário, num total de 150 estradas. As fontes industriais podem ser modeladas como pontos (3 fontes), linhas (3 fontes), em área (4 fontes) ou volume (25 fontes), num total de 35 fontes. São definidas pela sua

posição, dimensão (altura, diâmetro/largura/comprimento) e características das emissões (velocidade vertical, temperatura, densidade, massa molecular, taxas de emissão dos poluentes).

Para cada fonte é possível incluir emissões de mais de 10 poluentes.

O modelo assume que as fontes emitem uma pluma contínua, ou seja, pequenos “puffs” não são modelados. Contudo, é permitido variar as taxas de emissão em termos de hora, mês ou direcção do vento.

Os poluentes emitidos pelas fontes, podem ser gases ou partículas, e são caracterizados pela diferente velocidade de deposição utilizada para calcular deposição seca ou húmida.

Os resultados do modelo podem ser apresentados separadamente para uma única fonte ou para um ou mais grupos de fontes.

### **Fontes industriais: em área, volume ou linha**

As fontes industriais podem ser consideradas como fontes em linha, desde que apresentem largura finita, ou como sendo fontes em área ou em volume desde que possuam uma base rectangular.

As fontes em linha são descritas pela localização de pontos centrais nas suas extremidades, pela altura dos pontos e pela sua largura. Quanto às fontes em área ou volume são definidas pela localização dos quatro vértices da sua base, pela sua altura, e no caso das fontes em volume pela sua profundidade. O modelo assume que a extremidade de uma fonte em linha e a base das fontes em área ou volume estão num plano horizontal.

Em termos de emissão nas fontes em volume é considerado que nenhuma elevação da pluma é modelada, e as emissões dos poluentes são expressas em  $\text{g.m}^{-3}.\text{s}^{-1}$ . Em relação às fontes em linha e em área as emissões são expressas em  $\text{g.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$  e em  $\text{g.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ , respectivamente.

Quanto ao método de cálculo, cada fonte é decomposta no máximo em dez elementos, sendo esta decomposição em função da localização do receptor. A concentração é posteriormente calculada através da soma da contribuição de cada elemento.

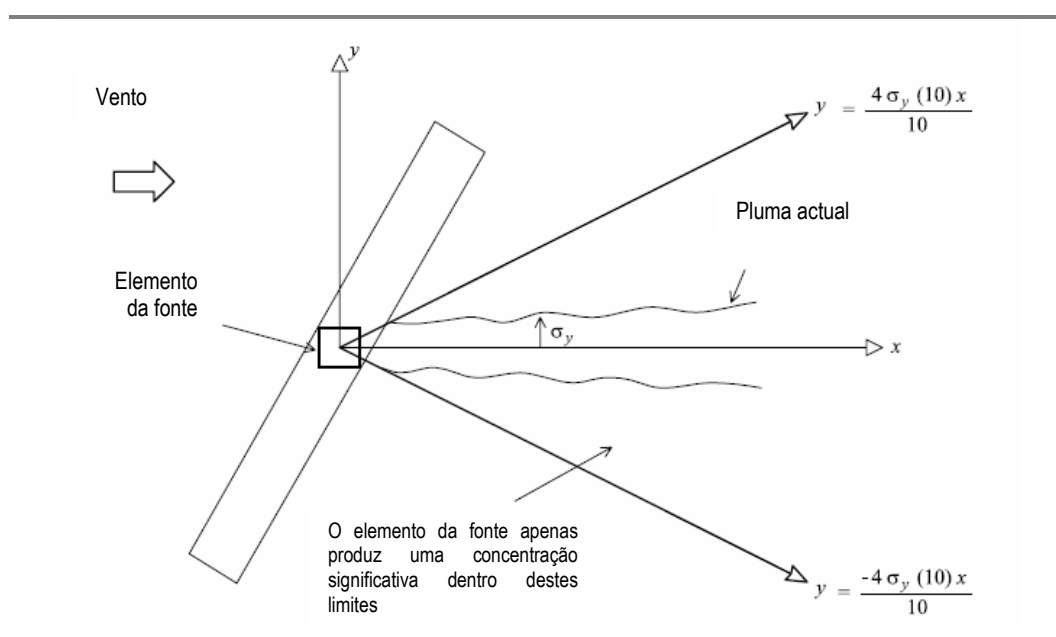
Tendo em conta o vento cruzado, a contribuição dos elementos das fontes em linha e em área, para a concentração é dada pela expressão (2.3.):

$$C(x, y, z) = \frac{Q_s}{2\sqrt{2\pi}\sigma_z(x)U} e^{\left(\frac{(z-z_p)^2}{2\sigma_z^2}\right)} \times \left[ \text{erf}\left(\frac{y + \frac{L_s}{2}}{\sqrt{2}\sigma_y}\right) - \text{erf}\left(\frac{y - \frac{L_s}{2}}{\sqrt{2}\sigma_y}\right) \right] + \text{termos de reflexão} \quad (2.3.)$$

onde  $Q_s$  é o caudal de emissão ( $\text{g.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$ ),  $z$  é a altura acima do solo (m),  $y$  é a distancia lateral desde a linha central da pluma (m),  $z_p$  é a altura da pluma acima do solo (m),  $U$  é a velocidade do vento ( $\text{m.s}^{-1}$ ),  $\sigma_y$  é o coeficiente de dispersão horizontal da pluma (m) e  $\sigma_z$  é o coeficiente de dispersão vertical da pluma (m).

Do mesmo modo, no cálculo da concentração das fontes em volume, cada elemento é aproximado a um corte vertical perpendicular à direcção do vento, com comprimento e altura finita.

O cálculo efectuado para a concentração dos poluentes provenientes das emissões das fontes em linha, área ou volume, torna-se mais rápido quando alguns elementos não são considerados por se situarem muito distantes do receptor. Esta consideração é efectuada quando os elementos se encontram foras das rectas de equação  $y = \pm 0.4x\sigma_y(10)$ , onde  $\sigma_y(10)$  representa o arrastamento lateral da pluma a 10m do elemento da fonte. Na Figura 7 encontra-se esquematizado a modelação da dispersão dos poluentes para as fontes em linha, área ou volume. Assim, pode verificar-se que é considerada a contribuição individual de cada elemento da fonte que se situa dentro dos limites acima indicados.



**Figura 7** – Representação da modelação da dispersão de poluentes emitidos por fontes em linha, área ou volume

### Fontes rodoviárias

As fontes rodoviárias são tratadas da mesma forma que as fontes em linha anteriormente descritas, exceptuando-se o seguinte:

- assume-se que não existe elevação da pluma;
- a turbulência vertical inicial e a altura de emissão é ajustada de forma a estimar a gama de alturas das emissões dos veículos;
- a turbulência horizontal é ajustada de forma a estimar uma turbulência extra, produzida pelo fluxo de tráfego;
- existe a hipótese de se modelar uma estrada como sendo *street canyon*, ou seja, delineada por edifícios.

É importante ter em consideração que em estradas muito movimentadas, em que a direcção do vento é próxima ao paralelo da estrada, é induzida pelo tráfego uma turbulência lateral extra. De forma modelar esta turbulência extra é introduzida uma componente ( $\sigma_{y\_veiculos}$ ) referente à propagação horizontal da pluma. No entanto, quando se está a modelar *street canyons* esta componente não é introduzida, pois esse módulo inclui um tratamento separado para a turbulência provocada pelo tráfego.

O módulo *street canyon* está incorporado no modelo *ADMS-Roads* e é baseado no modelo OSPM (Operational Street Pollution Model) do Danish National Environmental Research Institute, que utiliza um modelo simplificado de fluxo e dispersão com o modelo de pluma gaussiano. A turbulência devido à estratificação térmica é ignorada e considera que a turbulência mecânica deriva do vento e do tráfego rodoviário presente no *street canyon* (Sharma et al, 2004).

Este módulo é usado para calcular a concentração em pontos situados em estradas delineadas por edifícios, ou seja, a estrada é apresentada como um canal delimitado por edifícios, com alturas superiores a 0,5m. Os valores de concentração dos pontos localizados no interior das estradas tendem a ser semelhantes aqueles aos das estradas sem *street canyon*, assim como a altura do canal é considerada zero (Hassan, 1998).

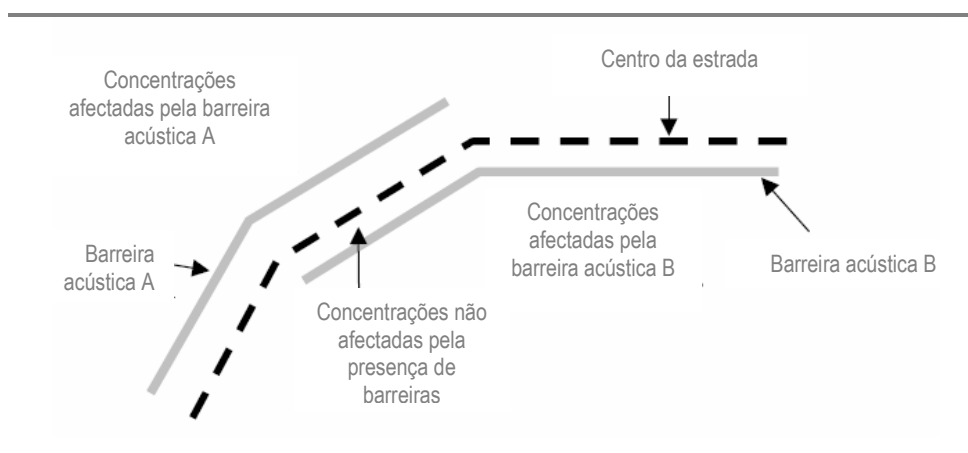
O modelo ignora os efeitos das extremidades e das junções das estradas, ou seja, assume a estrada como sendo uma única recta com uma dada largura e limitada em ambos os lados por edifícios em altura planas ( $H_B$ ).

Outro factor importante a ter em consideração quando se está a modelar fontes rodoviárias, é a existência de barreiras acústicas nas estradas. Assim, tendo em conta este aspecto, o modelo tem implementado um algoritmo que permite calcular a altura da estrada, que é modificada quando existe a presença destas barreiras. A presença das barreiras acústicas provoca a redução, no sentido do vento, das concentrações junto ao solo. No modelo em estudo, este decréscimo junto ao

solo das concentrações é representado através da modelação de uma estrada elevada. A altura da estrada ( $H_s$ ), é ajustada da seguinte forma:

$$H_s = a_0 H_B + h_B \quad (2.5)$$

em que  $H_B$  é altura da barreira acústica (m),  $a_0 = 0,495$ , constante derivada de investigações e  $h_B$  é a altura da estrada sem barreiras.



**Figura 8 - Estradas afectadas por barreiras acústicas**

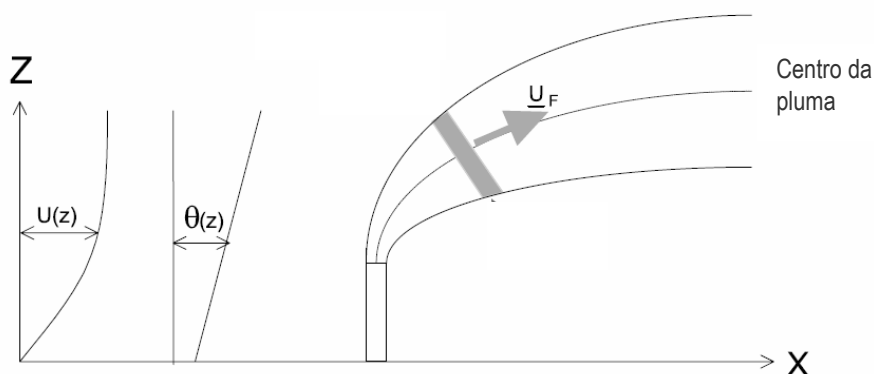
Através da análise da Figura 8 é possível verificar que as barreiras acústicas apenas vão afectar as zonas que se encontram junto a elas, ou seja, as concentrações estimadas pelo modelo na região entre as barreiras é a mesma caso elas não existissem.

### **Módulo de elevação da pluma**

O módulo de elevação da pluma prevê a trajectória da subida da pluma e o reforço da diluição de uma emissão contínua de material quente gasoso. As equações integrais de conservação são resolvidas pelos fluxos de massa ou calor, assumindo que a pluma é contínua, inclinada ao longo da secção transversal de um cone, onde as propriedades da pluma, como a velocidade e a densidade, são uniformes. O arrastamento do ar ambiente provoca a movimentação da pluma relativamente ao seu ambiente e à turbulência da atmosfera.

Na Figura 9 é possível visualizar a representação da elevação de uma pluma onde  $z$  é a altura acima do solo,  $U$  é a velocidade do vento,  $\theta$  é a temperatura potencial e  $U_F$  é a velocidade de uma partícula que se desloca ao longo do centro da pluma.

Este módulo é iniciado a partir das condições da fonte: diâmetro exterior, velocidade de emissão e densidade. O auto-aquecimento devido ao calor latente libertado é ignorado. As equações são resolvidas numericamente pelo método de Runge-Kutta, usando uma variável interna. A pluma pode penetrar completamente na camada de inversão, contudo não existe a permanência de material na camada limite. Importa referir que é possível o material reentrar na camada limite se a pluma não estiver completamente penetrada na camada de inversão.



**Figura 9** - Ilustração da elevação da pluma ( $z$ - é a altura acima do solo;  $U$  é a velocidade do vento,  $\theta$  é a temperatura potencial e  $U_F$  é a velocidade de uma partícula que se desloca ao longo do centro da pluma)

### 3.4. Opções de modelação

Com o presente subcapítulo pretende-se apresentar as opções de modelação que o modelo oferece. Assim, descreve-se sucintamente o tipo de deposição dos poluentes que pode ser considerada, as reacções químicas que são consideradas para o cálculo da concentração dos poluentes, a forma como são calculadas as concentrações médias em terrenos planos e o modulo utilizado aquando da presença de terrenos complexos.

#### Deposição seca

A taxa de deposição seca é assumido como sendo proporcional à concentração junto à superfície, ou seja,

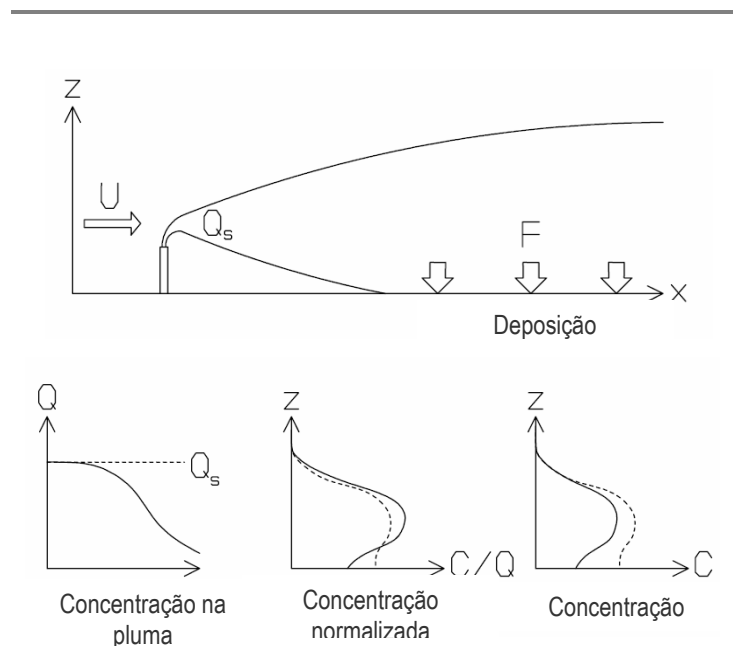
$$F = v_d C(x, y, 0) \quad (2.6)$$

onde,  $F$  é o fluxo de deposição por área e por tempo,  $C$  é a concentração aérea prevista e  $\nu_d$  é um parâmetro empírico com dimensão de velocidade. Este parâmetro contém uma parte difusiva,  $\nu'_d$ , geralmente conhecida como a velocidade de deposição e um elemento devido ao ajuste da gravidade,  $\nu_s$ , denominado de velocidade terminal. Estas variáveis estão relacionadas com velocidade geral de deposição pela seguinte equação:

$$\nu_d = \frac{\nu_s}{1 - \exp\left(\frac{-\nu_s}{\nu'_d}\right)} \quad (2.7)$$

Uma ou ambas as variáveis podem ser definidas pelo utilizador do modelo *ADMS-Roads* ou estimados por este baseando-se no tipo de gás, no tamanho ou densidade da partícula.

A deposição seca contribui para a redução da concentração na pluma ( $Q$ ) com o aumento da distância e para o ajustamento do perfil vertical devido à remoção ocorrer apenas ao nível da superfície, tal como é possível verificar pela análise da Figura 10.

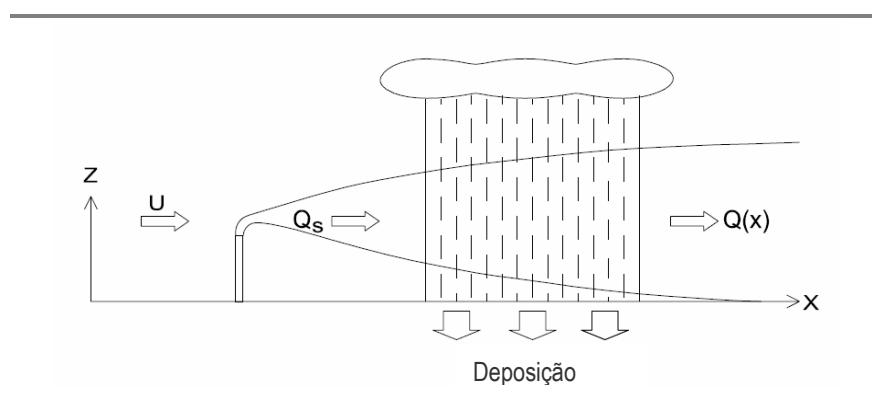


**Figura 10** - Ilustração do efeito da deposição seca. Nos gráficos posteriores é possível comparar a situação com deposição seca (linha a cheio) e sem deposição seca (linha a tracejado)



### Deposição húmida

A deposição húmida é modelada através de um coeficiente de *washout* ( $\Lambda$ ) que resulta da soma do material arrastado pela chuva,  $\Lambda C$  por unidade de área e tempo, onde  $C$  é a concentração atmosférica num determinado local. Este coeficiente depende de vários parâmetros, incluindo a natureza do poluente, o diâmetro das partículas, o diâmetro das gotas da chuva, bem como o fluxo de precipitação. Este coeficiente pode ser introduzido pelo utilizador ou estimado pelo modelo. Na Figura 11 representa-se esquematicamente o fenómeno de deposição húmida, ou seja, as gotas de chuva ao caírem sobre a pluma vão promover o varrimento dos poluente e a sua consequente deposição.



**Figura 11** – Representação esquemática da deposição húmida

No módulo de deposição húmida do modelo *ADMS-Roads* são efectuadas algumas simplificações, nomeadamente:

- A remoção dos poluentes é irreversível e a sua remoção pela chuva não conduzirá a uma redistribuição do material poluente na pluma. Além disso, não existe limite para o fluxo provocado pelas reacções químicas. O modelo é então mais apropriado para partículas do que para gases.
- Todo o material da pluma permanece na nuvem de chuva ou por baixo dela. Não existe distinção entre a captura e arrastamento pela chuva durante o percurso entre a base das nuvens e o solo (*washout*) e a incorporação em gotículas de águas das nuvens e nevoeiro (*rainout*).
- O coeficiente de *washout* quando calculado pelo modelo, é em função apenas do fluxo de precipitação e da espécie de poluente.
- O fluxo de precipitação é constante e uniforme em todo o domínio.

Os resultados de remoção de poluentes por deposição húmida são apresentados ao nível do solo, desprezando a altura do ponto receptor. Os efeitos das reacções químicas não são considerados no cálculo de deposição, ou seja, os resultados são os mesmos seleccionando ou não a opção reacções químicas.

### **Reacções químicas**

Os veículos e as fontes industriais emitem uma variada mistura de químicos, incluindo compostos orgânicos, como é o caso dos compostos orgânicos voláteis (COV), bem como óxidos de azoto que vão reagir com o ozono. Por forma modelar as reacções que envolvem os COV's, o ozono e o nitrogénio, o *ADMS-Roads* utiliza um esquema químico conhecido como GRS (Generic Reaction Set). Este esquema é um modelo fotoquímico semi-empírico que simplifica as várias reacções químicas que envolvem o NO, NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub> e alguns hidrocarbonetos, em apenas sete reacções que se demonstram de seguida:

1.  $ROC + h\nu \rightarrow RP + ROC$
2.  $RP + NO \rightarrow NO_2$
3.  $NO_2 + h\nu \rightarrow NO + O_3$
4.  $NO + O_3 \rightarrow NO_2$
5.  $RP + RP \rightarrow RP$
6.  $RP + NO_2 \rightarrow SGN$
7.  $RP + NO_2 \rightarrow SNGN$

em que: ROC – Componentes orgânicos reactivos; RP – grupo de radicais; SGN – Produtos estáveis gasosos do azoto; SNGN – Produtos estáveis não gasosos do azoto.

As equações (3) e (4) representam as reacções exactas que acontecem muito rapidamente, enquanto que as restantes são aproximações.

Adicionalmente o mecanismo GRS incluiu a seguinte reacção:  $2NO + O_2 \rightarrow 2NO_2$ , no entanto esta reacção não influencia significativamente as concentrações de NO e NO<sub>2</sub>.

Desde que o transporte e os processos químicos sejam estimados separadamente, o período de tempo durante o qual o mecanismo químico é aplicado tem de ser quantificado pelo modelo. O período de tempo mínimo para ser usado é a média ponderada das “idades” do NO e NO<sub>2</sub>, cujos valores são calculados da seguinte forma:

$$Age = \frac{\sum_{i=1}^N C_i A_i}{\sum_{i=1}^N C_i} \quad (2.8)$$

onde  $C_i$  é a concentração da fonte  $i$  no ponto específico da malha de *output*,  $A_i$  é a idade do poluente, que depende da velocidade do vento e da distância entre a fonte  $i$  e receptor e  $N$  é o número total de fontes. A cada poluente é imposto a idade máxima de 1 hora.

O modelo permite calcular as concentrações de NO<sub>2</sub> sem considerar as reacções químicas. Assim, quando na interface do modelo se selecciona a opção reacções químicas pode optar-se por assinalar a correlação NO<sub>x</sub> – NO onde as concentrações de NO<sub>2</sub> são calculadas a partir do *input* das emissões de NO<sub>x</sub>. Neste caso aplica-se a seguinte aproximação:

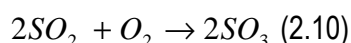
$$[NO_2] = 2,166 - (1,236 - 3,348A + 1,933A^2 - 0,326A^3)[NO_x] \quad (2.9)$$

em que  $A = \log([NO_x])$ , sendo que a equação é válida para uma gama de NO<sub>x</sub> de 9,0–1141ppb.

Para além do cálculo da concentração de NO<sub>2</sub>, também é possível calcular em simultâneo o NO<sub>x</sub> e o sulfato.

As reacções químicas do sulfato implementadas no modelo em estudo são retiradas do modelo EMEP, usado pelo MSC-west-Norwegian Meteorological Institute da Noruega.

Deste modo, o SO<sub>2</sub> (dióxido de enxofre), é oxidado através da seguinte reacção:



O tempo de reacção depende apenas do dia do ano, e o tempo máximo de reacção é 1hora. É importante ter em consideração que, qualquer SO<sub>3</sub> produzido vai reagir de imediato com água para

formar ácido sulfúrico, que por sua vez irá reagir com a amónia existente na atmosfera formando sulfato de amónio, que posteriormente adicionado à concentração da matéria particulada (PM<sub>10</sub>):

1.  $SO_3 + H_2O \rightarrow H_2SO_4$
2.  $H_2SO_2 + 2NH_3 \rightarrow (NH_3)_2SO_4$

### **Concentrações médias – terrenos planos**

A concentração média em tempos de amostragem ( $t_s$ ), é utilizada para calcular a dispersão lateral ( $\sigma_\theta$ ) provocada pela alteração na direcção média do vento ao longo do tempo. Caso a dispersão lateral seja introduzida como uma variável meteorológica, o modelo já não irá necessitar de proceder ao seu cálculo. A variável  $t_s$  pode assumir qualquer valor, desde que se encontre entre os 0s e as 72 horas, mas o cálculo da dispersão lateral utiliza como máximo 1 hora, visto que se assume que cada parâmetro meteorológico introduzido diz respeito a condições médias observadas durante 1 hora.

Através de investigações e experiências de campo mostrou-se que os parâmetros de dispersão variam com a direcção do vento, e este facto depende da altura da camada limite da atmosfera ( $h$ ), da altura da fonte ( $z_s$ ) e da altura da pluma.

A abordagem efectuada consiste que numa primeira fase se utilize uma fórmula desenvolvida e de um certo modo aceitável para limites específicos dos parâmetros  $z_s/h$ ,  $h/L_{MO}$  e  $x/h$ . De seguida, procede-se a uma interpolação de modo a cobrir todos os limites existentes.

A distribuição das concentrações segue o modelo de pluma gaussiana com reflexões ao nível do solo e da camada de inversão da temperatura no cimo da camada limite, sendo a concentração dada por:

$$C = \frac{Q_s}{2\pi\sigma_z\sigma_z U} e^{-\frac{y^2}{2\sigma_z^2}} \left\{ \exp\left(\frac{-(z-z_p)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(\frac{-(z+z_p)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(\frac{-(z+2h-z_p)^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(\frac{-(z-2h+z_{py})^2}{2\sigma_z^2}\right) + \exp\left(\frac{-(z-2h-z_{py})^2}{2\sigma_z^2}\right) \right\} \quad (2.11)$$

Nalgumas condições meteorológicas, normalmente em condições estáveis, não existe camada de inversão da temperatura no topo da camada limite, e portanto os três termos finais da equação (2.11) são omitidos.

Toda a turbulência na camada limite estável é gerada mecanicamente, ou seja, não existe geração de turbulência através de movimentos convectivos. Normalmente, a intensidade da turbulência diminuiu com a altura e aumenta com os efeitos da estratificação, embora possa aumentar com os

movimentos ondulatórios no topo da camada limite. Contudo, o *ADMS-Roads* não tem em consideração os efeitos deste tipo de movimentos.

Assim, o coeficiente de dispersão vertical,  $\sigma_z$ , é obtido através do componente vertical da turbulência ( $\sigma_w$ ) e do tempo de percurso desde a fonte ( $t$ ), pela seguinte relação:

$$\sigma_z = \sigma_w t \left( \frac{1}{b^2} + \frac{N^2 t^2}{1 + 2\gamma^2 N t} \right)^{-1/2} \quad (2.12)$$

em que  $N$ ,  $\sigma_w$  e  $U(z)$  são a frequência de flutuação, o valor quadrático médio (RMS) da velocidade vertical e a velocidade média do vento à altura  $z$ , respectivamente. O parâmetro  $\gamma$  representa o fluxo de mistura da pluma com o ambiente e o factor  $b$  assegura uma transição suave para a emissão ao nível do solo para fontes elevadas.

Quanto ao parâmetro de dispersão transversal ( $\sigma_y$ ), é dado por:

$$\sigma_y^2 = \sigma_{y_t}^2 + \sigma_{y_w}^2 \quad (2.13)$$

sendo o parâmetro  $\sigma_{y_t}$ , em condições estáveis ( $h/L_{MO} > 1$ ) calculado através da expressão

$$\sigma_{y_t} = \sigma_v t \left\{ 1 + (15,6)^{1/3} u_* t \frac{L_{MO}}{h^2} \right\}^{-1/2} \quad (2.14)$$

e em condições neutras ( $-0,3 \leq h/L_{MO} \leq 1$ ) é dado por

$$\sigma_{y_t} = \sigma_v t \left\{ 1 + (15,6)^{1/3} \frac{u_* t}{h} \right\}^{-1/2} \quad (2.15)$$

A dispersão devido a variações na direcção do vento,  $\sigma_{y_w}$ , é igual a  $\sigma_{\theta x}$ , em que o parâmetro  $\sigma_{\theta}$  é especificado com um parâmetro meteorológico de entrada ou então calculado pelo pré-processador meteorológico.

Em relação à camada limite convectiva, estudos efectuados a partir de fontes elevadas, confirmaram que o perfil vertical da concentração é distorcido, o que significa que é não-gaussiano. Este facto muda a distribuição das concentrações ao nível do solo e é importante nos processos de modelação, como é o caso da deposição húmida ou seca. Para permitir este efeito, os modelos

adoptaram perfis não-gaussianos para o cálculo da difusão, como é o caso do *High Plume Diffusion Model* (HPDM), do *Almanac code of National Power* e do CTDM code da EPA. Todos estes códigos utilizam perfis não-gaussianos para simular as concentrações ao nível do solo, sendo eles também utilizados pelo presente modelo.

Em condições convectivas, o parâmetro transversal de dispersão é calculado em duas partes. Uma que modela a dispersão devido à convecção,  $\sigma_{y_c}$ , e a outra representa a turbulência mecânica,

$\sigma_{y_n}$  :

$$\sigma_{y_c} = \sigma_{v_c} t \left\{ 1 + \frac{t}{h} (0,75)^{1/3} w_* \right\}^{-1/2} \quad (2.16)$$

$$\sigma_{y_n} = \sigma_{v_n} t \left\{ 1 + \frac{t}{h} (15,6)^{1/3} u_* \right\}^{-1/2} \quad (2.17)$$

onde,  $\sigma_{v_c}$  e  $\sigma_{v_n}$  são o RMS da velocidade vertical devido à convecção e a turbulência mecânica, respectivamente,  $u_*$  é a velocidade de fricção (m.s<sup>-1</sup>) e  $w_*$  é a escala de velocidade convectiva (m.s<sup>-1</sup>). Pode ainda adicionar-se outro parâmetro neste cálculo para permitir a variação na direcção do vento ( $\sigma_{y_w}$ ).

Deste modo, a dispersão é dada por:

$$\sigma_y^2 = \sigma_{y_n}^2 + \sigma_{y_c}^2 + \sigma_{y_w}^2 \quad (2.18)$$

### **Módulo dos terrenos complexos**

O modelo permite calcular a concentração dos poluentes tendo em consideração a topografia do terreno, utilizando para este objectivo o modelo FLOWSTAR. Este modelo utiliza soluções analíticas do momento linear e equações de continuidade. Idealmente as encostas deveriam ter declives moderados mas o modelo, mesmo quando tal não acontece, considera-o. A altura do terreno deve ser especificada até 4500 pontos que são interpolados pelo modelo numa grelha regular de 64×64 pontos. Adicionalmente aos efeitos de terrenos complexos, o modelo permite avaliar os efeitos da rugosidade, sendo que estes podem ser modelados separadamente.

Os dados da turbulência e do campo de escoamento calculados pelo modelo são usados para efectuar ajustamentos da altura da pluma e dos parâmetros da sua propagação.

Durante a corrida do modelo são efectuados os seguintes cálculos:

- interpolação de dados do terreno e rugosidade, caso variem espacialmente, numa grelha local;
- campo de escoamento médio do ar
- tensão tangencial e turbulência
- linhas de corrente
- distribuição da concentração

Não é recomendável o uso do modelo em encostas com declive superior a 10% ou então quando existem grandes superfícies onde se verificam muitas mudanças de rugosidade do terreno. Deve-se ter algum cuidado quando existem grandes declives pois poderá ocorrer junto da superfície uma inversão dos fluxos, o que levará a que existam erros nos cálculos da dispersão, uma vez que a linha central da pluma passa por essas regiões.

O modelo pode ser utilizado numa grande variedade de rugosidades da superfície e é permitido efectuar uma variação na ordem de grandeza do logaritmo da rugosidade da superfície, através de aproximações feitas no cálculo.

## 4. Caso de estudo

Tendo em conta o objectivo principal deste estudo, a avaliação da qualidade do ar de Leiria, no presente capítulo apresenta-se o caso de estudo. Assim, numa primeira frase efectua-se uma breve caracterização do concelho, seguindo-se a descrição da aplicação do *ADMS-Roads* aplicado à área de estudo, nomeadamente em termos de dados de entrada bem como dos resultados obtidos pela aplicação do modelo.

### 4.1. Caracterização da área de estudo: concelho de Leiria

De forma a conhecer melhor o município de Leiria, região sobre a qual incide o presente estudo, de seguida apresenta-se uma breve caracterização em termos de localização geográfica, demografia, das actividades económicas do concelho, das acessibilidades e transportes, bem como acerca das condições meteorológicas típicas de Leiria.

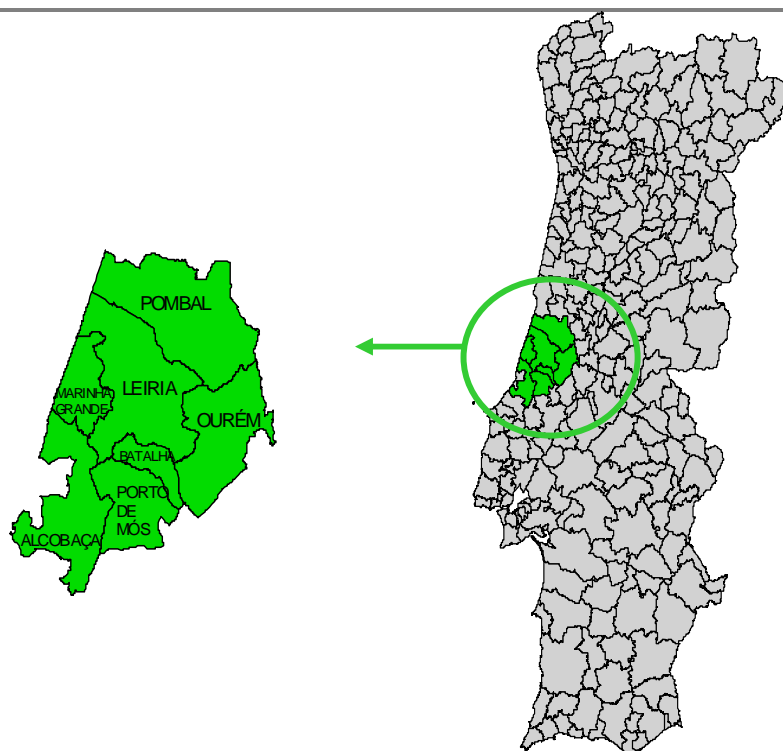
#### Caracterização geográfica

O Concelho de Leiria tem cerca de 565 km<sup>2</sup>, localiza-se na região centro de Portugal ocupando cerca de 2,4% da área total da região, pertence à sub-região do Pinhal do Litoral. Estende-se numa área a Sul da Beira Litoral entre os 38° 38' 07" e os 39° 37' 49" de latitude Norte e os 8° 58' e os 8° 37' 19" de Longitude Oeste. Confinha a Norte com o concelho de Pombal, a Este também com o de Pombal e com o de Ourém, a Sul com o concelho da Batalha e de Porto de Mós e a Oeste é limitado pelo concelho da Marinha Grande e pelo Oceano Atlântico (Figura 12). Ocupa uma posição chave no país, em particular no contexto litoral.

A topografia da área de estudo é diversificada devido à sua proximidade com a Serra dos Candeeiros, cuja altura máxima é de 613 m, que se reflecte nas cotas elevadas da zona oeste do concelho.

As zonas mais planas do concelho, com grande valor agrícola, como a do Vale do Lis, devem-se à presença da bacia hidrográfica do Rio Lis com 48km de extensão, traduzindo-se como um elemento de destaque do concelho.



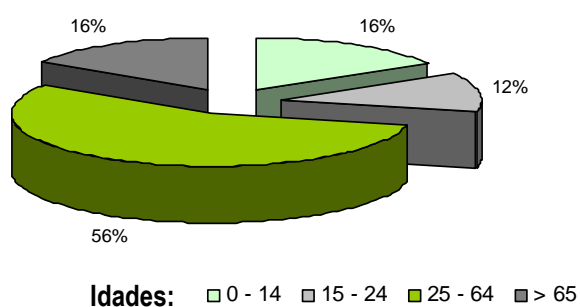


**Figura 12** – Enquadramento geográfico do concelho de Leiria

### **Dados demográficos**

Em termos demográficos verifica-se um progressivo crescimento populacional e urbano no litoral do país. A procura de melhores condições de vida e de oportunidades de emprego, leva a uma transferência notória da população do interior centro para o litoral centro.

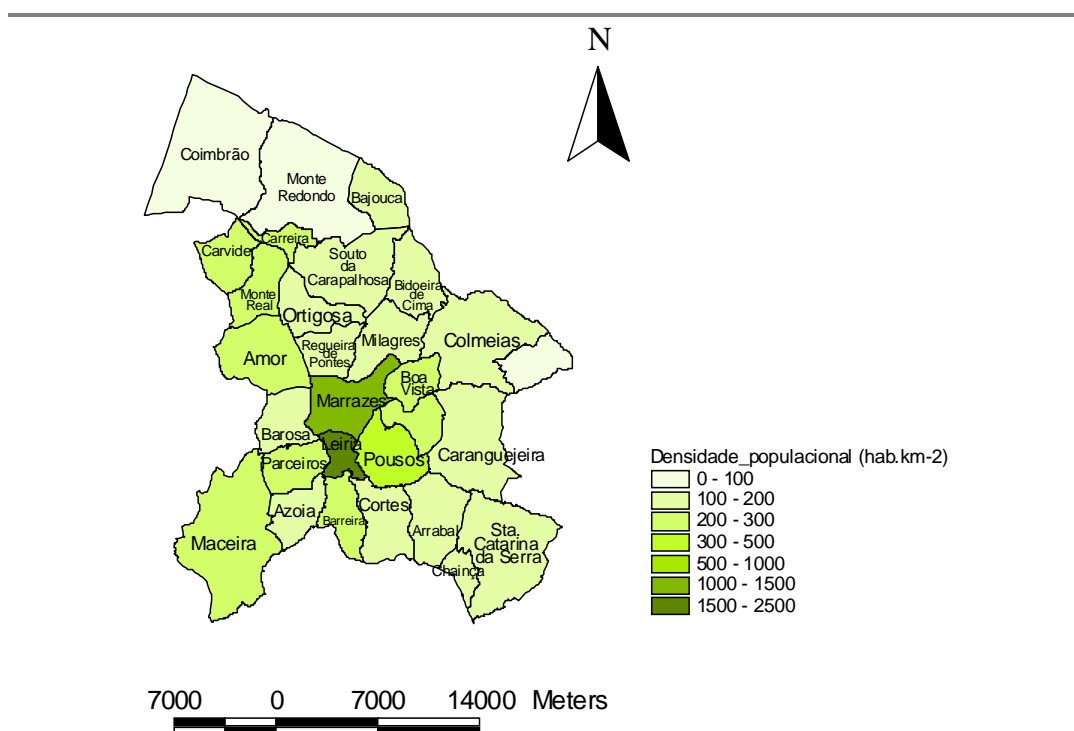
O concelho de Leiria apresentava em 2006 uma população de 127 035 habitantes, sendo a sua densidade populacional de 224,7 hab.km<sup>-2</sup>. A distribuição etária da população é visível através da análise do Figura 13, abaixo indicado.



**Figura 13** – Composição da população do concelho de Leiria segundo faixa etária (Fonte: INE 2006)

Após análise do gráfico pode-se verificar que a maior parte da população do concelho de Leiria (56% dos habitantes) se encontra numa faixa etária entre os 25 e 64 anos, ou seja, pode-se considerar que a maioria da população é activa.

O concelho é constituído por 29 freguesias, sendo que a população destas freguesias pode ser analisada através da sua densidade populacional esquematizada na Figura 14.

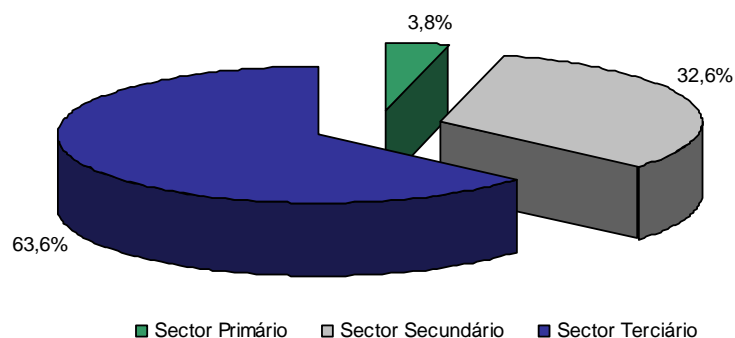


**Figura 14 - Densidade populacional das freguesias do concelho de Leiria (Fonte: INE 2001)**

Após análise da Figura 14 verifica-se que a freguesia de Leiria (2161,69 hab.km<sup>-2</sup>), Marrazes (1066,61 hab.km<sup>-2</sup>), Pousos (437,51 hab.km<sup>-2</sup>) e Parceiros (272,87 hab.km<sup>-2</sup>), são as que apresentam maior densidade populacional no concelho.

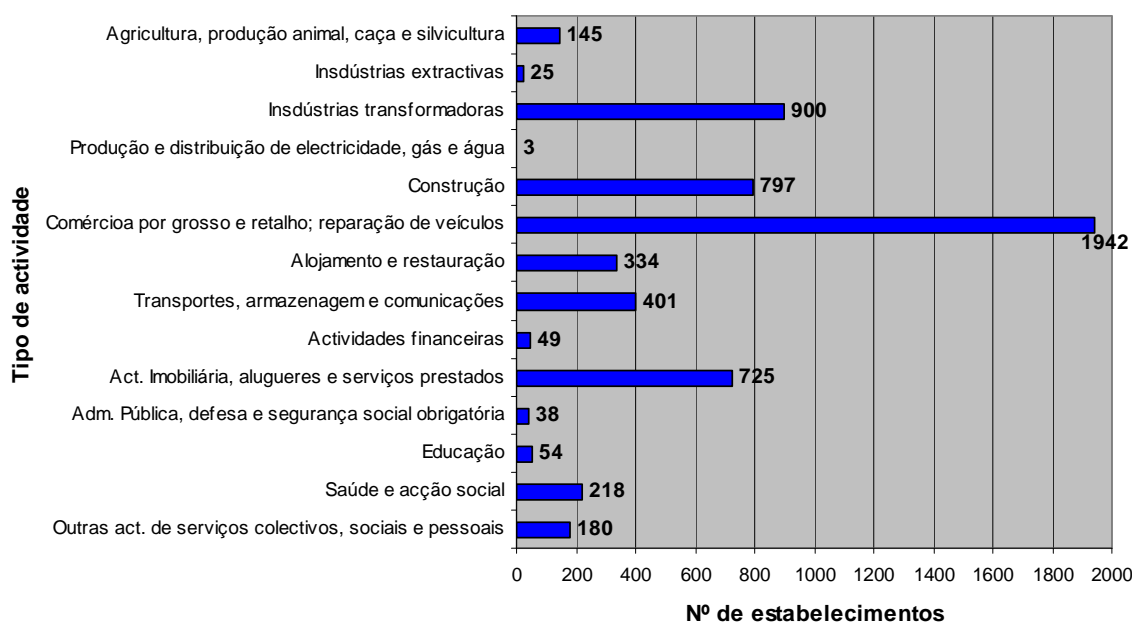
### **Actividade económica**

A estrutura económica do concelho, encontra-se centrada no sector terciário, ou seja, no sector dos serviços que emprega 63,6% da população activa. O sector secundário, ou sector de indústria, emprega cerca de 32,6% da população activa, tendo portanto relevância no papel empregador do concelho. Os restantes 3,8% correspondem ao sector primário, traduzindo assim a evolução natural do desenvolvimento económico do concelho (Figura 15).



**Figura 15 - Distribuição da população por sectores de actividade económica (Fonte: INE 2003)**

Quanto à actividade económica do concelho, é ainda possível analisar o tipo de actividades que são desenvolvidas, através da Figura 16, verificando-se que o comércio por grosso e retalho/ reparação de veículos e as indústrias transformadoras são as actividades que apresentam um maior número de estabelecimentos.



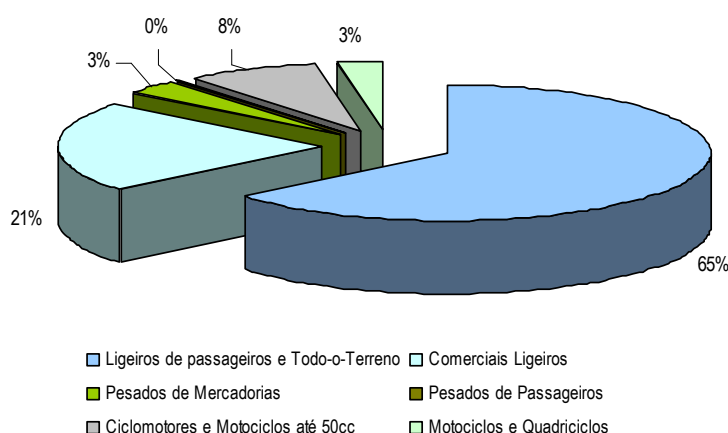
**Figura 16 – Distribuição das actividades económicas (Fonte: INE 2000)**

### **Acessibilidade e transportes**

O concelho de Leiria encontra-se numa posição privilegiada em vias de acesso, no que concerne à sua localização a nível nacional, pois é uma passagem obrigatória na maior parte das deslocações norte-sul e vice-versa. Assim, o concelho é atravessado por grande vias de transporte, tais como a A8 Lisboa - Leiria; A1 ligando Lisboa – Porto; Estrada Nacional nº 1 que liga Lisboa – Coimbra - Porto; Estrada Nacional nº 109, que faz a ligação Leiria - Figueira da Foz – Porto, as quais colocam o concelho em comunicação directa e próxima com as restantes regiões do País.

Embora se verifique internamente que existe uma relativa proximidade do local de trabalho à residência, no concelho, não se verificando por isso solicitações muito fortes de transportes públicos, existe uma forte concentração na cidade de postos de trabalho, ocupados por residentes de outras freguesias ao norte e sul do concelho. Este facto associado à necessidade de recorrer aos serviços e equipamentos localizados na sede de concelho, provoca a geração de movimentos de periodicidade frequente, que tornam a cidade no centro de irradiações de tráfegos diversos e com origens distantes. Deste modo a cidade de Leiria é o principal gerador de tráfego do concelho, com consequências directas e indirectas no ambiente.

Assim, neste âmbito torna-se também interessante analisar o parque automóvel do concelho, visto as emissões de poluentes estarem relacionadas com o tipo de veículos. Segundo dados da ACAP de 2001, o parque automóvel do Distrito de Leiria era constituído por 260 776 veículos automóveis e 44 390 ciclomotores e motociclos. Quanto aos dados do concelho de Leiria, envolvente em estudo, a sua distribuição por categorias pode ser analisado através da Figura 16 que se segue.



**Figura 17 - Distribuição do parque automóvel do concelho de Leiria (Fonte: ACAP 2001)**

### **Características climáticas**

A análise das condições meteorológicas do concelho é também um factor importante aquando da sua caracterização, principalmente quando se trata da elaboração de um estudo acerca da qualidade do ar, visto esta influenciar directamente a dispersão ou deposição dos poluentes atmosféricos.

Pode dizer-se que o clima da região de Leiria é ameno marítimo, contudo numa faixa de transição para o clima mediterrânico, que se faz sentir com maior intensidade a Sul. Os Invernos são pouco rigorosos, em que temperaturas não acusam valores muito mais baixos que 10°C em média, enquanto a pluviosidade pode ser superior a 140 mm (totais mensais). Quanto aos verões apresentam temperaturas médias que oscilam pelos 20°C, sendo a pluviosidade quase nula.

De seguida apresenta-se a análise dos ventos predominantes no concelho, bem como a variação das temperaturas mensais no concelho de Leiria durante o ano de 2007.

- Os **ventos predominantes** devem ser analisados, uma vez que estes influenciam significativamente a dispersão dos poluentes. Assim, recorreu-se aos dados climatológicos que representem os ventos dominantes para as diferentes situações de Verão e Inverno e que são obtidos a partir de análise dos dados medidos dos últimos 30 anos (Anexo II). Considerou-se a estação meteorológica da Marinha Grande, visto ser a mais próxima da área de estudo. Através da análise das Tabelas 4 e 5, para a situação de Verão, verifica-se que o vento predomina de norte e noroeste, tanto às 9h como às 18h.

**Tabela 4** - Intensidade e direcção de vento no mês de Julho às 9 horas

Intensidade do vento (km.h <sup>-1</sup> )	Frequência de ocorrência (%)							
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
< 2	1							
2 – 5	10,80	2,23	2,23	1,46	4,20	1,46	2,23	10,8
5 – 20	25,70	1,46	1,46	0	2,23	1,46	1,46	10,8
20 – 50	9,60	0,95	0	0	0,95	0	0	6,62
> 50	0,90	0	0	0	0	0	0	0

**Tabela 5 - Intensidade e direcção de vento no mês de Julho às 18 horas**

Intensidade do vento (km.h <sup>-1</sup> )	Frequência de ocorrência (%)							
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
< 2	1,60							
2 – 5	3,40	0	0	0	0	1,43	5,30	7,84
5 – 20	16,80	0,95	0	0	1,43	0,95	5,71	19,35
20 – 50	17,71	0,95	0	0	0	0	1,43	10,00
> 50	4,20	0	0	0	0	0	0	0

Quanto à situação de verão, retratada nas Tabelas 6 e 7, é possível de observar que os ventos são predominantes de norte, em ambas as horas em análise.

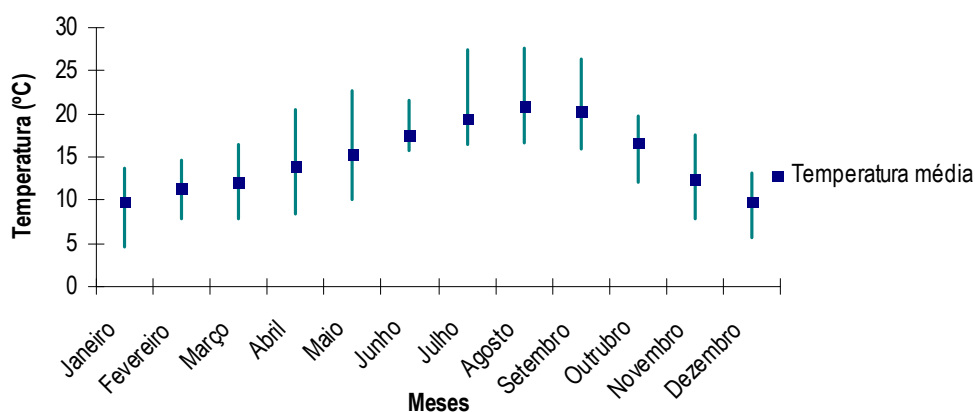
**Tabela 6 - Intensidade e direcção de vento no mês de Janeiro às 9 horas**

Intensidade do vento (km.h <sup>-1</sup> )	Frequência de ocorrência (%)							
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
< 2	3,75							
2 – 5	10,8	1,46	1,46	2,86	4,60	0,95	1,46	4,60
5 – 20	3,57	1,46	2,14	2,86	5,71	2,14	2,14	1,46
20 – 50	0,95	0	2,86	2,14	1,46	1,46	1,46	1,46
> 50	0	0	0,95	0	0	0	0,9	0

**Tabela 7 - Intensidade e direcção de vento no mês de Janeiro às 18 horas**

Intensidade do vento (km.h <sup>-1</sup> )	Frequência de ocorrência (%)							
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW
< 2	37,7							
2 – 5	10,80	1,45	1,45	1,45	4,29	1,45	2,14	5,76
5 – 20	5,76	1,45	0,95	2,14	4,29	3,20	1,45	1,45
20 – 50	3,76	0	1,45	1	1,45	1,14	1,14	0,97
> 50	0	0	0,95	0	0	0	0	0,95

- Tendo em conta que a **temperatura** é um factor meteorológico que pode influenciar a dispersão dos poluentes, através da análise da Figura 18 é possível analisar as a variação das temperaturas durante o ano de 2007, em Leiria. Deste modo, verifica-se que foram os meses de Julho, Agosto e Setembro os que apresentaram mais elevadas, tendo sido o mês de Dezembro o que apresentou, em média, a temperatura mais baixa. Importa referir que os dados representados dizem respeito à estação de Coimbra/Cernache, que se situa a 52,6 km de Leiria, tendo estes sido obtidos através da consulta do *Russia's Weather Server*.



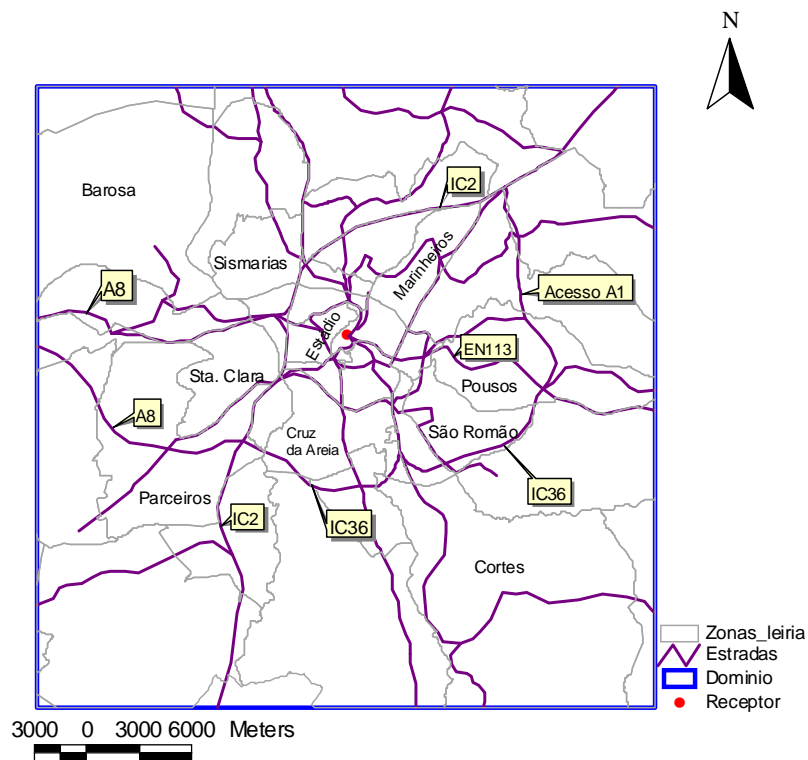
**Figura 18** – Variação das temperaturas máximas, mínimas e médias mensais no concelho de Leiria no ano de 2007

## 4.2. Aplicação do modelo à área de estudo

O modelo aplicado à avaliação da qualidade do ar no município de Leiria foi o *ADMS-Roads*. Tendo em conta o mencionado no capítulo 3, aquando da descrição do modelo em estudo, é necessário a introdução de alguns parâmetros, como é o caso dos dados meteorológicos, das concentrações dos poluentes que irão servir como *background* para o modelo e das emissões verificadas em cada fonte. Importa referir que o modelo possui a hipótese de importação e exportação de dados através de tabelas do *Excel* e posteriormente convertidas para *Access*, facilitando assim a introdução dos dados necessários como *inputs*.

### Domínio e dia seleccionado para o estudo

O domínio seleccionado para o estudo em questão, corresponde a uma área de 10 × 10 km, sendo o centro deste domínio um ponto receptor localizado na zona de amostragem da Semana da Mobilidade (Figura 19).



**Figura 19 - Domínio de estudo**

No âmbito da Semana da Mobilidade são efectuadas medições da qualidade do ar na cidade de Leiria, através de uma unidade móvel de monitorização da qualidade do ar, pertencente à Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Leiria. No ano de 2007, de modo a monitorizar a qualidade do ar, efectuaram-se medições entre o dia 10 e o dia 25 de Setembro, que foram posteriormente comparados com as medições do dia 22 de Setembro, dia europeu sem carros. A monitorização foi efectuada na Avenida Heróis de Angola, zona centro da cidade, junto ao Teatro José Lúcio da Silva (Figura 20). Deste modo, de forma a validar os resultados do modelo, o dia de simulação escolhido foi o dia 21 de Setembro de 2007.





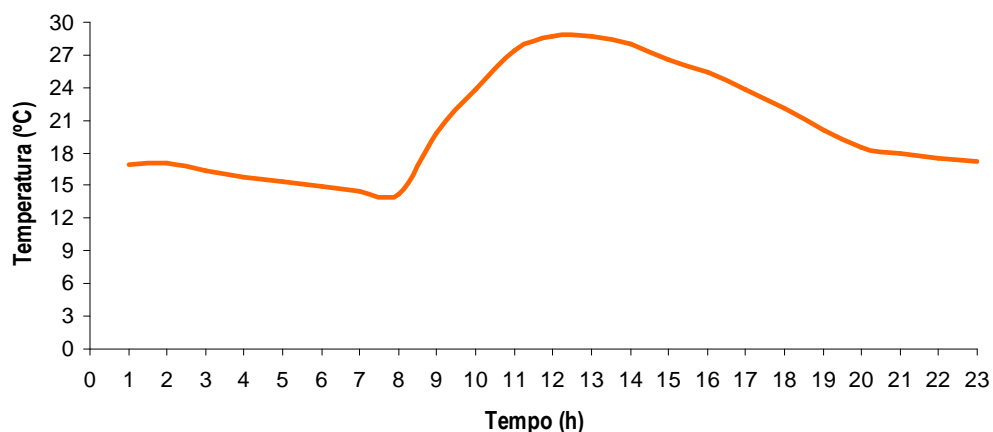
◆ Ponto de amostragem

**Figura 20** - Ponto de amostragem com o Laboratório móvel de Qualidade do Ar durante a Semana de mobilidade

### **Dados meteorológicos**

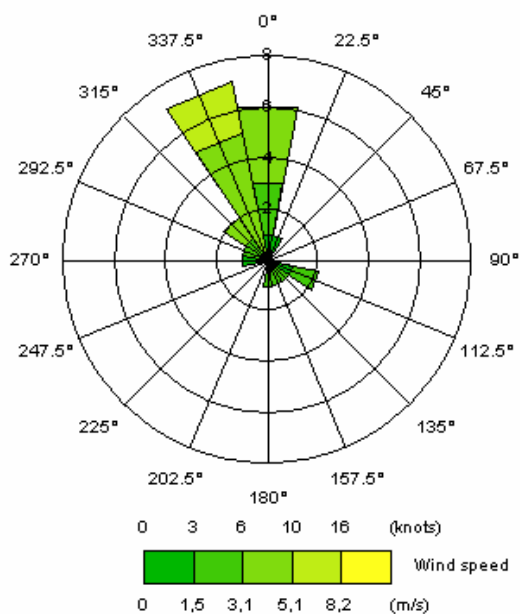
Os dados meteorológicos que serviram como *inputs* no modelo foram obtidos através do modelo *MM5 - Mesoscale Model*. O MM5 é um modelo meteorológico não hidrostático, que simula e prevê circulações atmosféricas à escala regional (Dudhia, 1993). Os valores de temperatura, velocidade direcção do vento, altura da camada limite da atmosfera e de fluxo de calor sensível à superfície, presentes na Tabela A.III.1, do Anexo III, foram calculados pelo modelo MM5 para a célula localizada no concelho de Leiria, e são respeitantes ao dia 21 de Setembro de 2007.

Pela análise da Figura 21, é possível verificar que as temperaturas variaram entre 14°C e 29°C, sendo a temperatura máxima atingida às 13 horas.



**Figura 21** – Variação da temperatura no dia 21 de Setembro de 2007

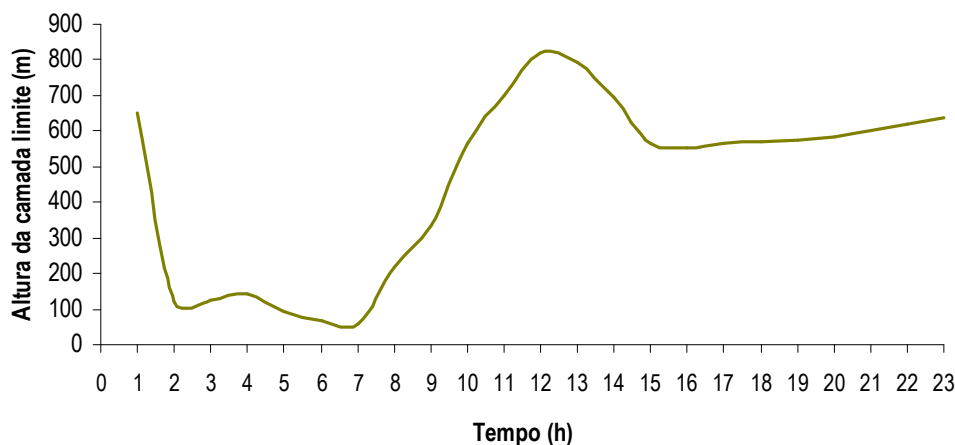
Os valores de velocidade e direcção do vento, tal como referido anteriormente, também foram simulados pelo modelo MM5, e encontram-se representados na rosa-dos-ventos da Figura 22.



**Figura 22** - Direcção e velocidade do vento no dia 21 de Setembro de 2007

Verifica-se, pelo representado na Figura 22, que a direcção dos ventos predominantes no dia em estudo era norte e nordeste, com velocidades médias de 1,5 a 5 m.s<sup>-1</sup>.

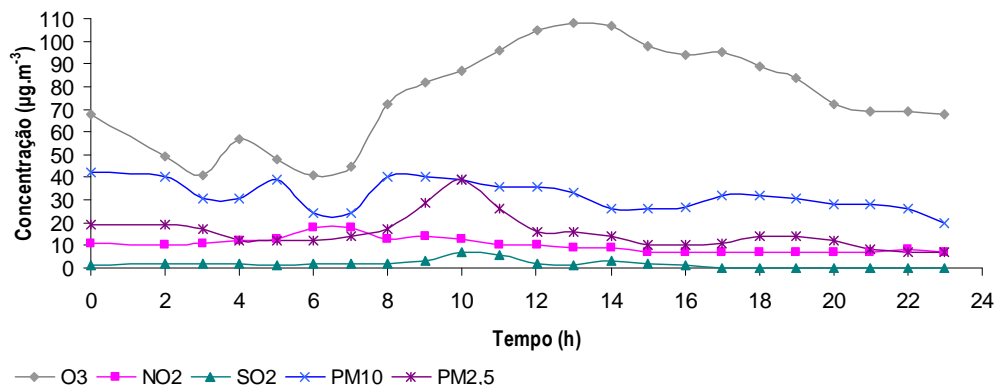
Quanto à altura da camada limite, é também possível observar, através da Figura 23, que esta foi variando ao longo do dia, encontrando-se abaixo dos 100 m entre as 2 e as 7 horas, e atingindo a altura máxima às 12 horas com uma altura de aproximadamente 900 m.



**Figura 23** - Variação da altura da camada limite no dia 21 de Setembro de 2007

### **Concentrações de fundo**

O *background* utilizado na modelação em causa foi obtido através da Estação de Qualidade do Ar da Ervedeira, cujos valores se encontram na Tabela A.III. 2, do Anexo III. A estação localiza-se na freguesia de Coimbrões, em Leiria, apresenta uma influência de fundo e está em funcionamento desde 2003, encontrando-se a uma altitude de 32 m. Na Figura 24 encontra-se a variação horária da concentração do  $O_3$ ,  $NO_2$ ,  $SO_2$ ,  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$ . Assim, verifica-se que para  $O_3$ , a concentração varia entre os 40 e os  $108\mu g.m^{-3}$ , sendo o valor máximo atingido às 13 horas. A concentração de  $NO_2$ , apresenta uma variação entre os 7 e os  $20\mu g.m^{-3}$ , sendo este último verificado às 7 horas, tal como acontece para o  $SO_2$ , cujo valor máximo de concentração é de  $9\mu g.m^{-3}$ . Quanto às partículas, as  $PM_{10}$  variam entre 20 e  $42\mu g.m^{-3}$  e as  $PM_{2,5}$  entre 7 e  $29\mu g.m^{-3}$ , sendo os valores máximos verificados às 7 e às 10 horas, respectivamente.



**Figura 24** - Variação da concentração dos poluentes na Estação da Ervideira ao longo do dia

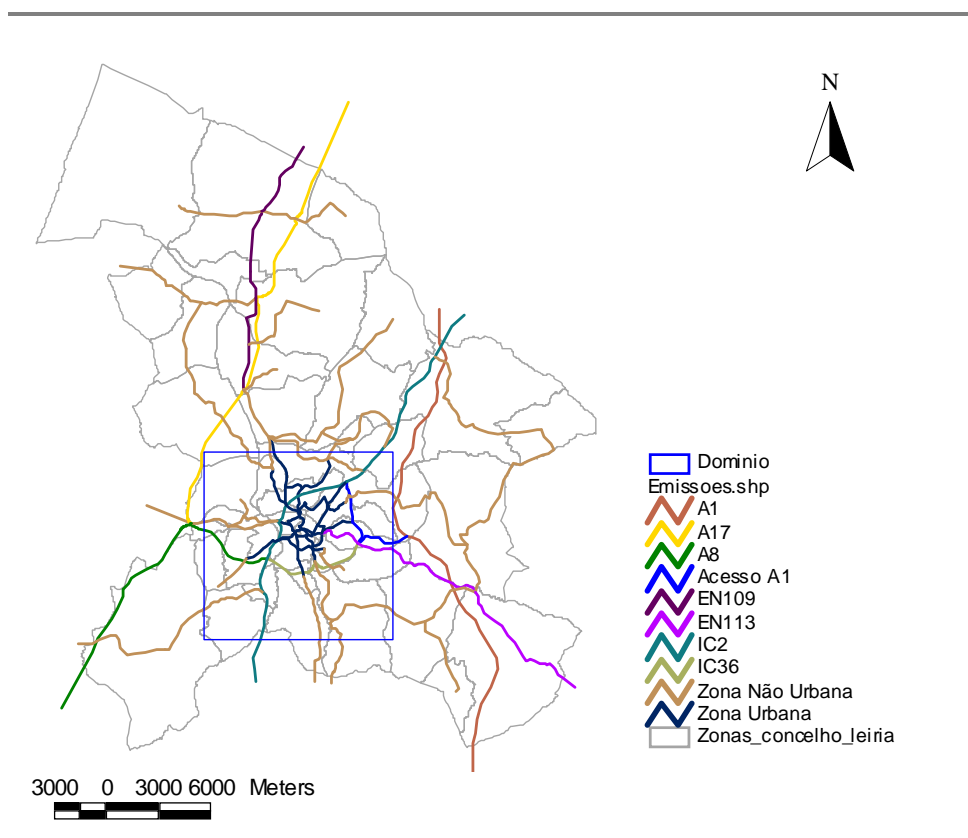
### Definição das fontes de emissão

As fontes de emissão que foram consideradas para o presente estudo foram apenas as fontes rodoviárias, visto terem uma contribuição bastante significativa para qualidade do ar de Leiria. Neste sentido, foi necessário definir as principais estradas do concelho em estudo, nomeadamente em termos de coordenadas, largura, altura *street canyon* e emissões, num total de 118 troços de estradas. A Figura 25 descreve espacialmente as estradas consideradas para o estudo. Tendo em conta que o modelo necessita de conhecer as coordenadas das estradas, cada troço foi delineado manualmente no *ArcView*, sendo as coordenadas importadas posteriormente para a interface do modelo.

Em relação à largura das estradas foram consideradas as constantes nas Normas de Traçado da Junta Autónoma de Estradas e cujos valores se encontram tabelados na Tabela 8.

**Tabela 8** - Larguras e nº de faixas das estradas

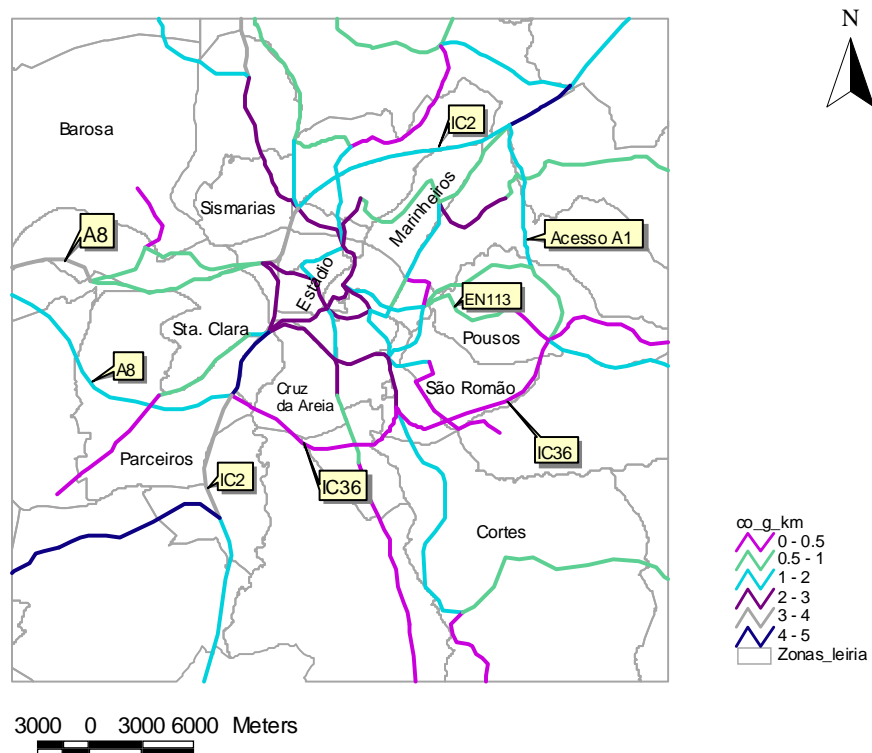
Tipo de via	Nº de faixas	Largura da faixa
Estrada não urbana	2	2,5
Estrada urbana	2	3
Estrada nacional	2	3,5
Itinerário complementar	2	3,75
Auto-estrada e acessos	4	3,75



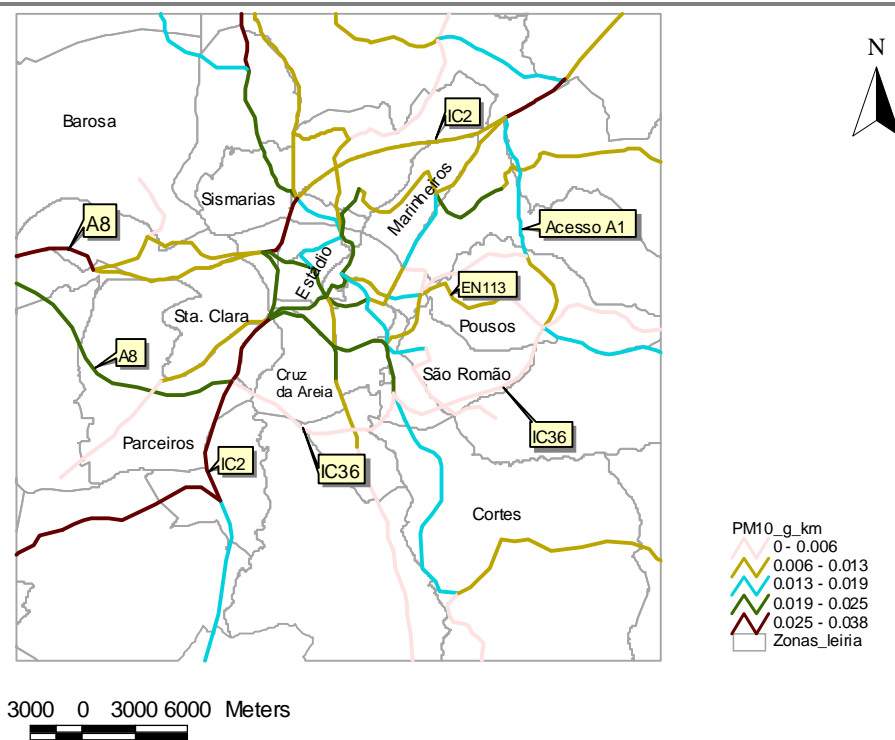
**Figura 25 - Estradas de Leiria em estudo**

A altura que se introduz como parâmetro de entrada, aquando da definição da fonte, diz respeito à altura dos edifícios que formam o *street canyon*. Para definir as estradas onde ocorre o fenómeno de *street canyon*, teve-se em consideração aquelas que possuíam em seu redor um número de construções significativas, assumindo uma altura média de um prémio de três andares, ou seja, doze metros de altura.

O valor das emissões de poluentes é outro parâmetro necessário como dado de entrada no modelo em estudo. Para cada estrada obteve-se com recurso ao modelo TREM (*Transport Emission Model for Line Sources*), os valores de emissão em hora de ponta de CO, NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub> e COV. Esta ferramenta tem como principal objectivo, estimar as emissões do tráfego rodoviário com uma elevada resolução temporal e espacial. Descreve as emissões dos veículos com base numa aproximação da velocidade média proposta pelos projectos MEET/COST319. Esta aproximação considera informação agregada de vários padrões de condução, onde esses padrões são representados pela velocidade média (Tchepel, 2003). Nas Figuras 26 e 27 demonstra-se a variação espacialmente as emissões de CO e PM<sub>10</sub>, para a hora de ponta, estando os valores de emissão considerados na modelação em causa no Tabela A.III. 3, do Anexo III.

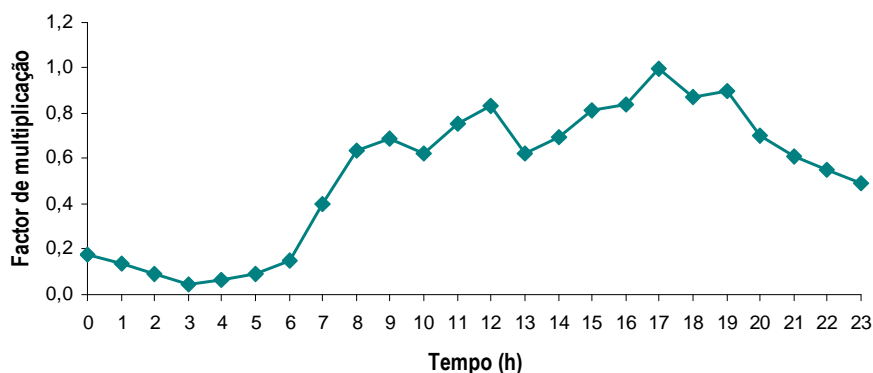


**Figura 26** - Emissões de CO provenientes do tráfego rodoviário ( $\text{g.km}^{-1}.\text{h}^{-1}$ )



**Figura 27** - Emissões de PM10 provenientes do tráfego rodoviário ( $\text{g.km}^{-1}.\text{h}^{-1}$ )

Tal como foi referido as emissões obtidas pelo modelo TREM são para a hora de ponta, sendo então necessário efectuar o cálculo de um factor de multiplicação. O factor em causa foi calculado tendo em consideração o tráfego rodoviário que circula no IC2, uma das vias principais que atravessa o domínio de estudo. Na Figura 28 é possível analisar a variação do factor de multiplicação ao longo do dia.



**Figura 28** - Factores de multiplicação utilizados no cálculo das emissões

### 4.3. Resultados e sua discussão

Após introdução dos dados de entrada necessários foi então possível aplicar o modelo *ADMS-Roads* de modo a obter os valores de concentração para os poluentes em estudo, nomeadamente, CO, SO<sub>2</sub>, COV, PM<sub>10</sub> e NO<sub>x</sub>, para cada estrada do domínio de estudo, bem como para o ponto receptor. Embora o modelo

Deste modo, de seguida apresentam-se os dados referentes às variáveis meteorológicas que o modelo calcula durante a modelação dos dados, bem como os resultados obtidos para cada poluente através da sua representação espacial no domínio de estudo.

É efectuada também uma análise comparativa com os resultados medidos no âmbito da Semana da Mobilidade, no dia 21 de Setembro de 2007, por forma a validar os valores de concentração do modelo. Importa ter em atenção que na simulação, através do modelo *ADMS-Roads*, apenas as emissões provenientes do tráfego rodoviário foram tidas em consideração.

Para analisar o desempenho do modelo foram calculados indicadores estatísticos, nomeadamente o índice de correlação ( $r$ ), o enviesamento normalizado (FB), o erro quadrático médio normalizado

(NMSE), a média geométrica enviesada (MG), a variância geométrica (VG) e o desvio padrão normalizado (NSD) (Borrego, et al, 2008).

➤ **Variáveis meteorológicas calculadas pelo modelo**

Durante a modelação dos dados o modelo calcula alguns parâmetros meteorológicos, tendo em conta para alguns cálculos os dados que foram introduzidos como *inputs* em termos de condições meteorológicas. Na Tabela 9 encontra-se a designação de algumas das variáveis calculadas pelo modelo *ADMS-Roads*, encontrando-se os respectivos valores compilados na Tabela A.IV. 1, do Anexo IV. O modelo procede ao cálculo de parâmetros meteorológicos complementares necessários ao desenvolvimento da modelação, uma vez que estes não foram introduzidos previamente. Após a aplicação do modelo é possível verificar quais os parâmetros que foram calculados e quais os seus valores.

**Tabela 9** - Parâmetros meteorológicos calculados pelo modelo *ADMS-Roads*

Nome longo	Abreviatura	Unidades
Velocidade de fricção	USTAR	m.s <sup>-1</sup>
Velocidade do vento geostrófico	UG	m.s <sup>-1</sup>
Velocidade do vento geostrófico / velocidade de fricção	UGSTAR	-
Direcção do vento	PHI	graus
Direcção do vento geostrófico	PHIG	graus
Direcção do vento usada pelo modelo	PHISEC	graus
Velocidade convectiva	WSTAR	graus
Fluxo de calor sensível	FTHETA0	W.m <sup>-2</sup>
Variação da temperatura no topo da camada limite	DELTATHETA	°C
Frequência de flutuação acima da camada limite	NU	s <sup>-1</sup>
Sigma Theta	SIGMATHETA	graus

➤ **Análise dos resultados das concentrações obtidas**

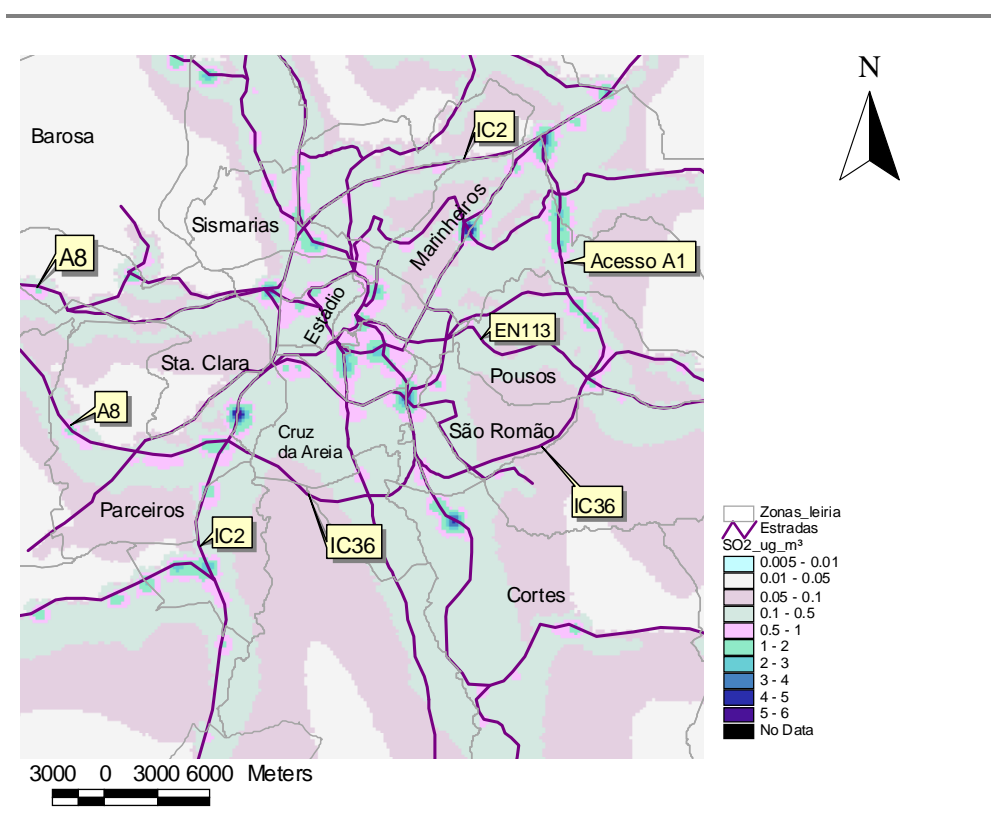
De seguida encontra-se a análise espacial dos resultados obtidos na simulação bem como a comparação com os valores medidos no âmbito da Semana da Mobilidade em Leiria.



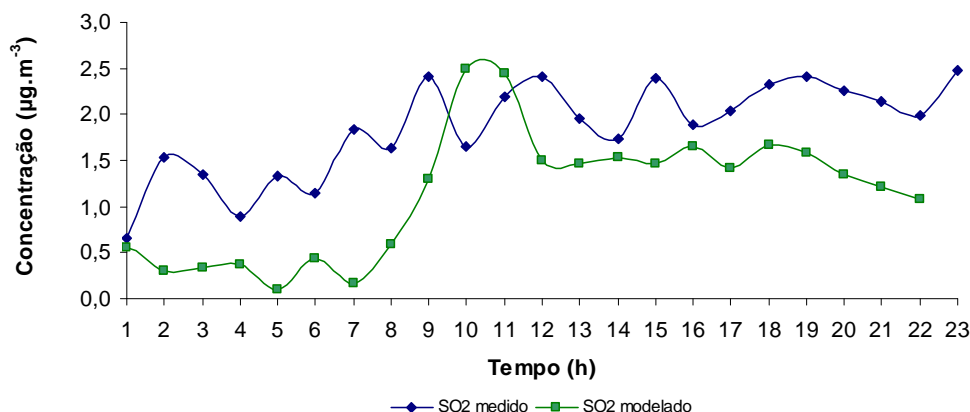
### Dióxido de Enxofre

Através da Figura 29 é possível analisar espacialmente as concentrações de SO<sub>2</sub> às 17 horas, provenientes das emissões do tráfego rodoviário, verificando-se que os valores de concentração não são muito elevados, quando comparados com valor horário permitido na legislação.

Tendo em conta que se possuem os valores medidos pela estação da qualidade do ar, é então possível validar os resultados obtidos através da comparação com os valores medidos pela estação. Assim, analisando os resultados verifica-se que as concentrações obtidas através do modelo são de um modo geral mais baixas que as medidas pela estação, como se pode pelo representado na Figura 30.



**Figura 29** - Representação espacial das concentrações de SO<sub>2</sub> às 17 horas



**Figura 30** - Comparação entre valores de SO<sub>2</sub> medidos e valores modelados

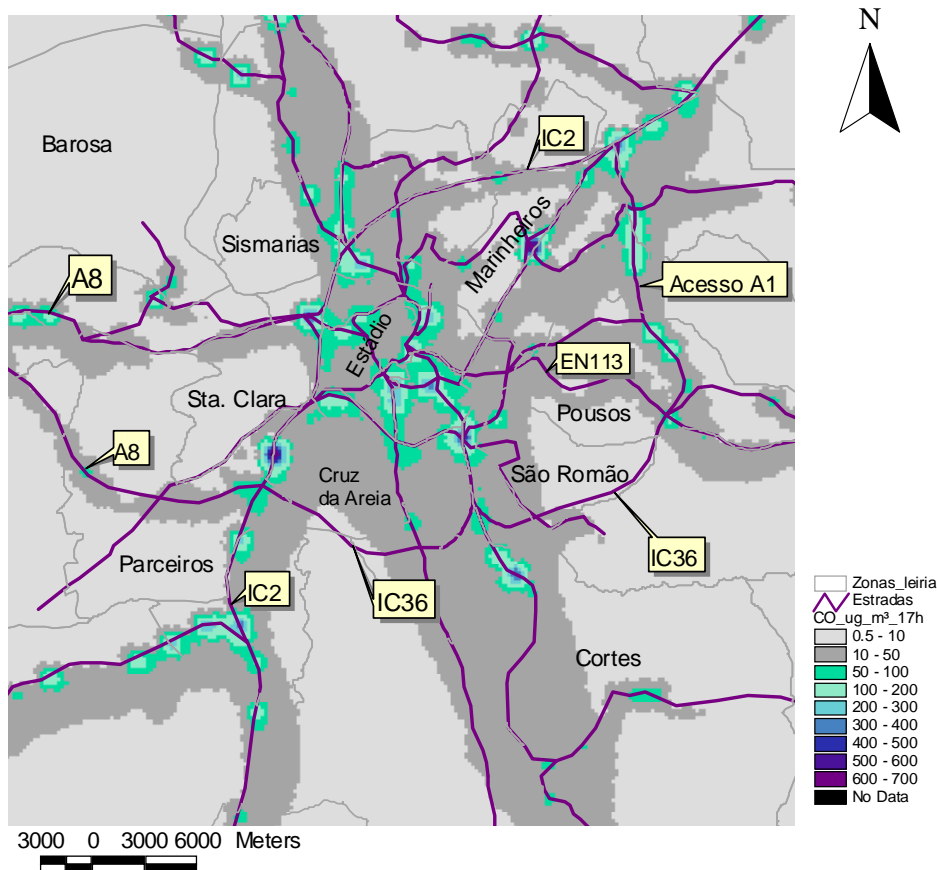
Importa ainda referir que as concentrações SO<sub>2</sub> no dia de estudo (21 de Setembro de 2007), não o atingiram o valor limite horário para a protecção da saúde humana, imposto pelo Decreto - Lei 111/2008 de 16 de Abril, que é de 350 µg.m<sup>-3</sup>. Deste modo, o valor máximo de concentração atingido na medição foi de 2,4 µg.m<sup>-3</sup>, e na simulação foi de 2,5 µg.m<sup>-3</sup>.

### Monóxido de Carbono

Após a aplicação do modelo foi possível representar espacialmente os resultados das concentrações obtidas para o monóxido de carbono, sendo estes visíveis na Figura 31.

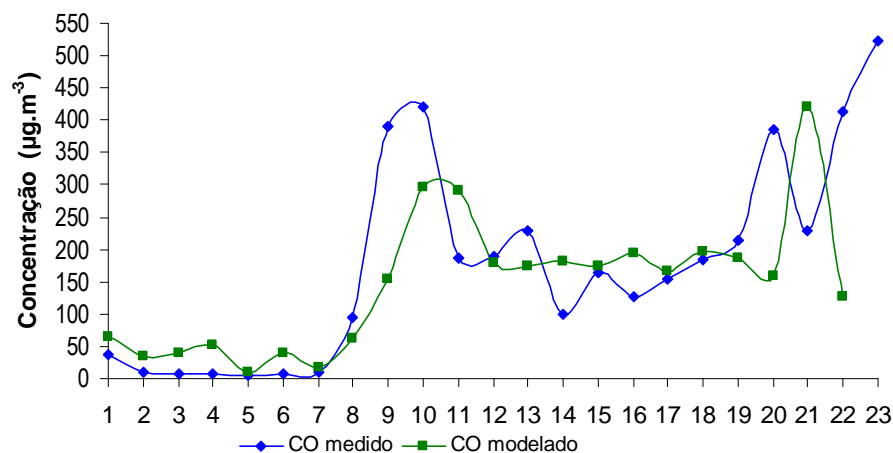
De um modo semelhante com o verificado para o SO<sub>2</sub> verifica-se que é na zona centro do domínio, que corresponde à zona centro da cidade, que se verificam os valores mais elevados.

Quanto aos limites de concentração impostos legalmente, tendo em conta a protecção da saúde humana, verifica-se que estes não são excedidos. Segundo o Decreto-Lei 111/2002 de 16 de Abril o limite é de 10 mg.m<sup>-3</sup>, no que diz respeito ao valor máximo diário da média de oito horas. Deste modo, verificou-se que durante a monitorização a unidade móvel mediu uma concentração máxima de 274,0 µg.m<sup>-3</sup> e através da simulação obteve-se um máximo de 210,10 µg.m<sup>-3</sup>.



**Figura 31 - Representação espacial das concentrações de CO às 17 horas**

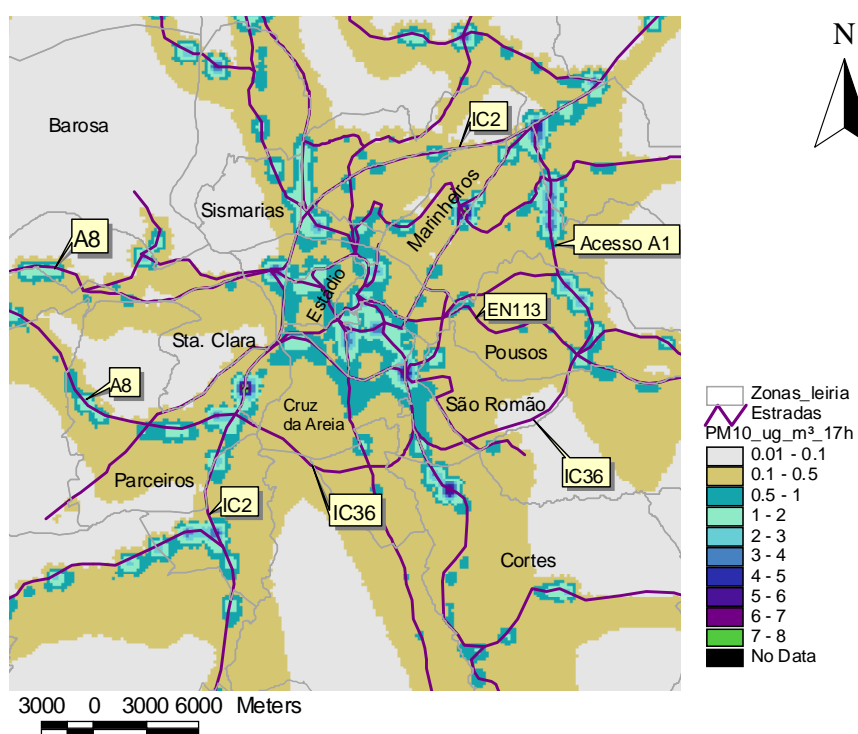
Em relação à validação dos resultados, na Figura 32, é possível observar que existe alguma discrepância nos valores, no período das 8 às 13 horas e no período das 19 às 24 horas. Contudo, entre as 15 e as 19 horas verifica-se uma certa consistência nos resultados obtidos.



**Figura 32 - Comparação entre as concentrações de CO medidas e simuladas**

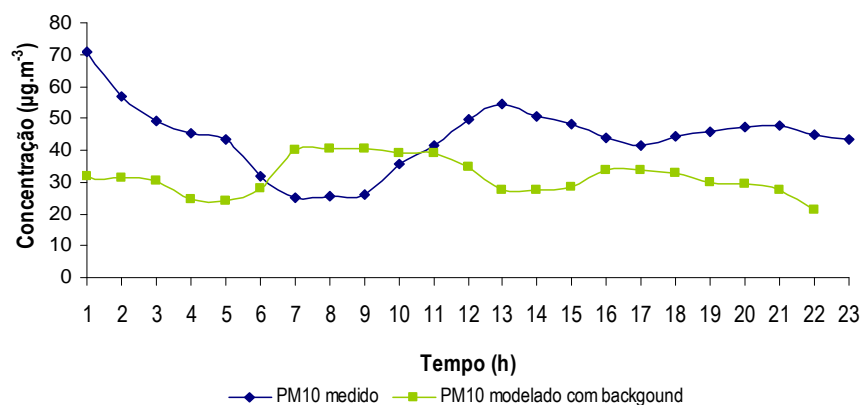
### Partículas

As partículas (PM10) foram outro poluente modelado no presente estudo. Os resultados em termos espaciais podem ser analisados na Figura 33. Note-se que a representação referida diz respeito aos valores de PM10 sem *background*, uma vez que a contribuição das fontes consideradas é pequena quando comparada com os valores considerados no *background* e medidos pela estação da Ervedeira.



**Figura 33** - Representação espacial das concentrações de PM10 às 17 horas

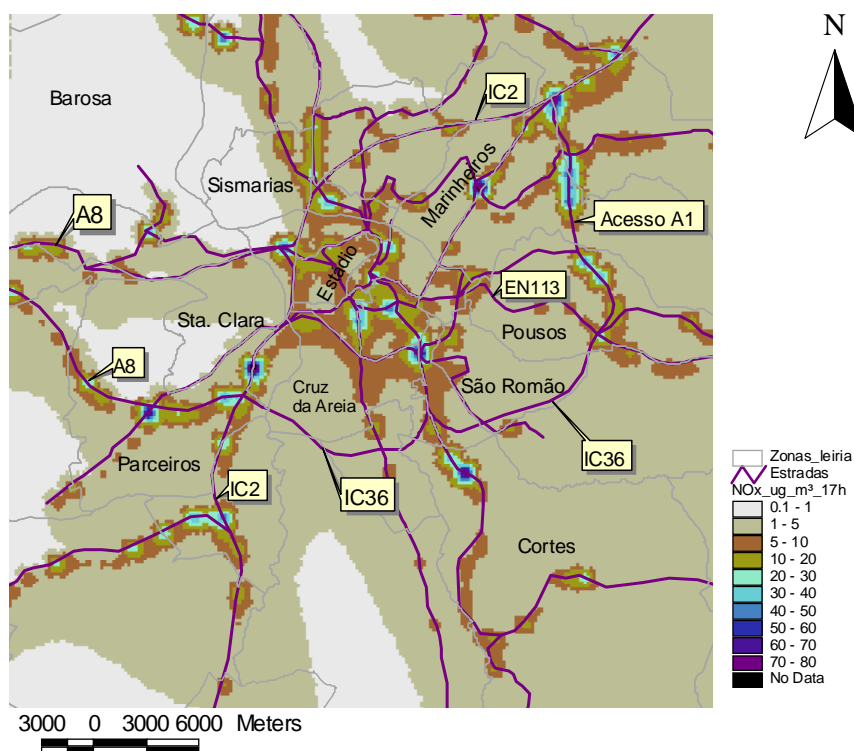
Para a validação dos resultados foi efectuada a simulação com o *background*, para que as condições de comparação fossem as mais próximas possíveis. Assim, verifica-se, através da Figura 34, cujas concentrações foram calculadas tendo em consideração o *background*, alguma proximidade entre os valores medidos e os simulados, nomeadamente as 7, 10 e 17 horas os valores são praticamente coincidentes. Em relação aos limites de concentração que a legislação impõe verifica-se que este não é ultrapassado.



**Figura 34** - Comparação entre as concentrações de PM10 medidas e simuladas

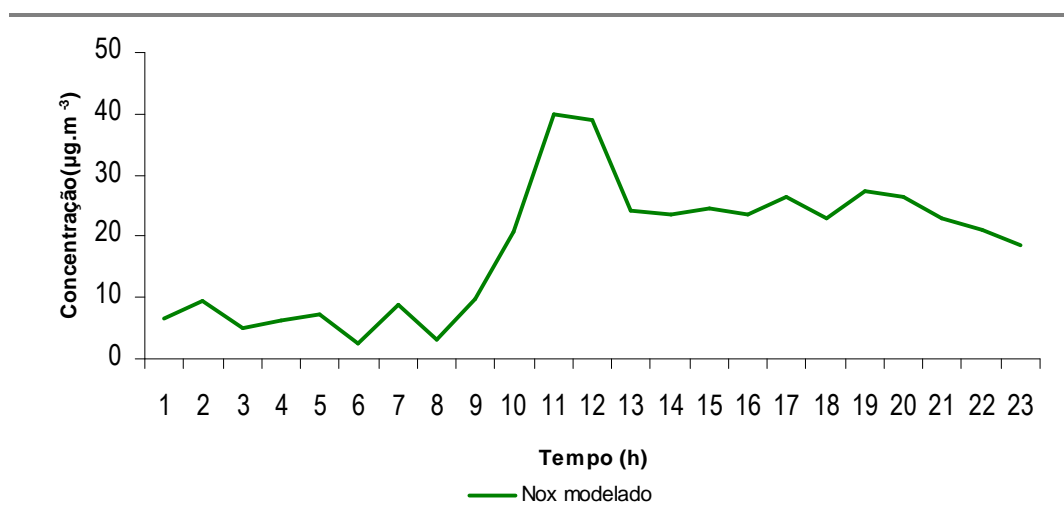
### Óxidos de Azoto

A distribuição espacial dos resultados da modelação da dispersão dos poluentes emitidos pelos transportes no que diz respeito aos óxidos de azoto podem ser analisados através da Figura 35, onde se verifica que os valores mais elevados de concentração se encontram junto das fontes de emissão, dispersando-se depois à medida que aumenta a distância à fonte, tal como seria de esperar.



**Figura 35** - Representação espacial das concentrações de NOx às 17 horas

Devido ao facto da unidade móvel de monitorização não se encontrar a medir NO<sub>x</sub>, devido a problemas no analisador não é possível validar os resultados através da comparação entre valores medidos na realidade e os valores fornecidos pelo modelo. Assim, na Figura 36, encontra-se a variação horária da concentração de NO<sub>x</sub> no receptor colocado na zona de amostragem da monitorização da unidade móvel de qualidade do ar, onde é possível verificar que os valores máximos de concentração são atingidos no período das 10 às 12 horas.



**Figura 36** – Variação horária da concentração de NO<sub>x</sub>

#### Compostos orgânicos voláteis

Tal como para os poluentes anteriormente analisados, é possível verificar espacialmente a distribuição das concentrações de COV's, concluindo que junto na zona centro do domínio de estudo a sua concentração é relativamente elevada (Figura 37).

Os compostos orgânicos voláteis são outra família de poluentes que não foi monitorizada pela estação móvel da qualidade do ar, daí que apenas se apresentem os resultados provenientes do modelo em estudo. Contudo, é possível analisar os resultados das concentrações no ponto receptor colocado no centro da cidade, recorrendo à Figura 38, verificando-se que os valores máximos de concentração calculados pelo modelo ocorrem das 11 às 13 horas.

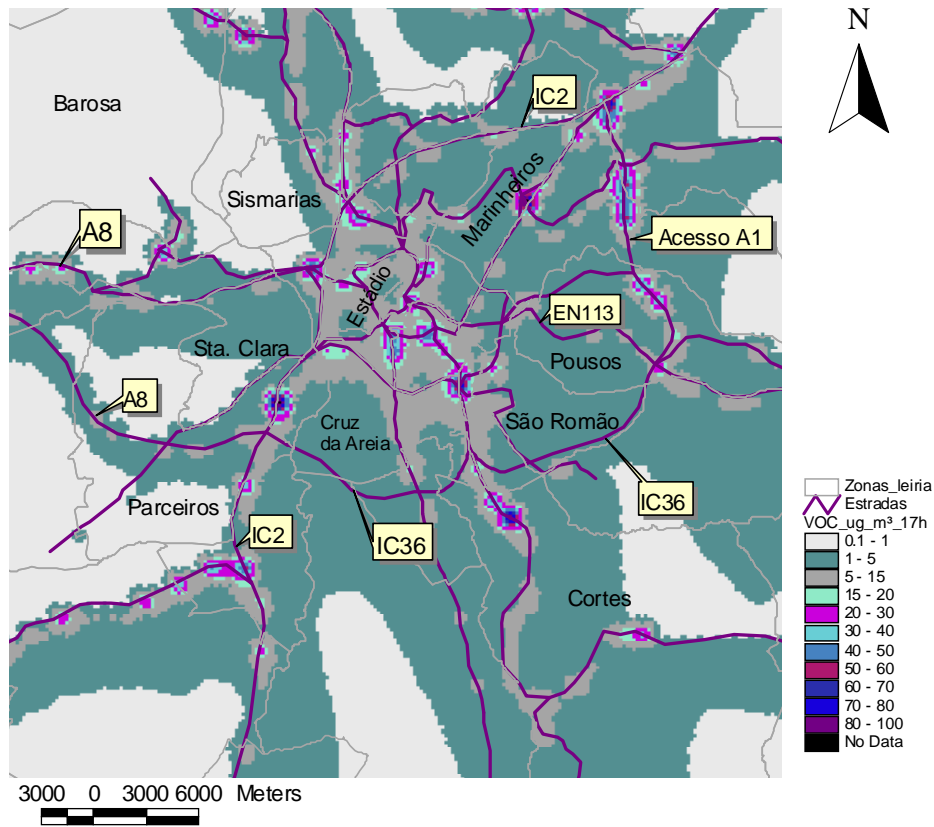


Figura 37- Representação espacial da concentração de COV às 17 horas

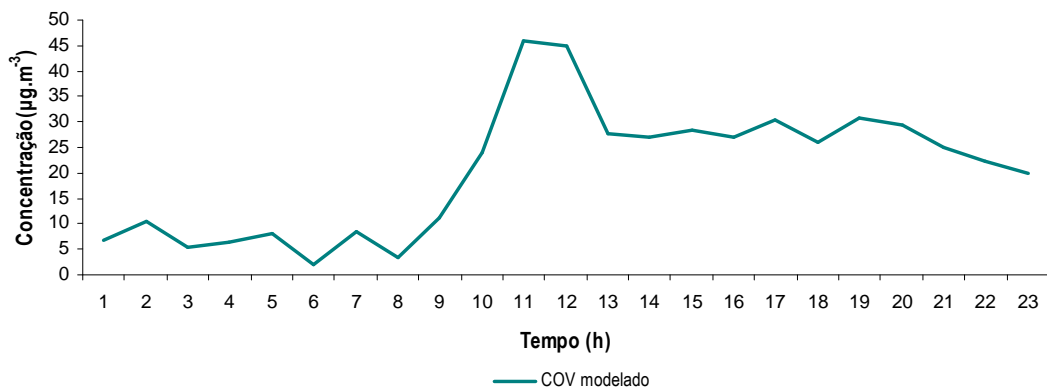


Figura 38 - Variação da concentração horária de COV

➤ **Tratamento estatístico**

O tratamento estatístico, através de indicadores que permitiam avaliar a performance de modelos para a qualidade do ar, vem confirmar o que referido em relação à comparação entre as concentrações medidas e as previstas pelo modelo. Na Tabela 10 encontram-se as fórmulas de cálculos dos indicadores estatísticos utilizados.

**Tabela 10** - Indicadores estatísticos

Indicador da qualidade	Fórmula	Gama de valores aceitáveis	Valor ideal	Observações
Coeficiente de correlação	$r = \frac{(\overline{C_O} - \overline{C_P}) \times (\overline{C_P} - \overline{C_P})}{\sigma_{C_P} \times \sigma_{C_O}}$	-1 - 1	1	
Enviesamento normalizado	$FB = \frac{\overline{C_O} - \overline{C_P}}{0,5 \times (\overline{C_O} - \overline{C_P})}$	(-2) - 2	0	$C_O$ e $C_P$ são os valores de concentração observada e prevista respectivamente
Erro quadrático médio normalizado	$NMSE = \frac{(\overline{C_O} - \overline{C_P})^2}{\overline{C_O} \times \overline{C_P}}$	n.a.	0	$\overline{C_O}$ e $\overline{C_P}$ são os valores da concentração média observada e prevista respectivamente
Média geométrica enviesada	$MG = \exp(\ln \overline{C_O} - \ln \overline{C_P})$	>0	1	$\sigma_{C_O}$ e $\sigma_{C_P}$ são o desvio padrão da concentração observada e prevista
Variância geométrica	$VG = \exp\left[\overline{(\ln C_O - \ln C_P)^2}\right]$	>0	1	
Desvio padrão normalizado	$NSD = \frac{\sigma_P}{\sigma_O}$	0 - 1	1	

Deste modo, verifica-se pela análise a Tabela 11 que é para o poluente SO<sub>2</sub> que existe uma maior correlação entre os valores, sendo nas PM<sub>10</sub> onde se verifica o contrário. Os valores obtidos para o desvio entre os resultados, transmitidos através do FB e do MG, reflectem as diferenças entre médias observadas e as simuladas pelo modelo, sendo com o poluente CO onde existe uma menor diferença. Em relação aos parâmetros NMSE, que traduz informação sobre os erros obtidos entre os resultados observados e obtidos, e VG, que indica a presença de erros sistemáticos e aleatórios,



em ambas as análises os seus valores estão acima do valor considerado como ideal, ou seja, 0 e 1 respectivamente.

**Tabela 11** - Resultados da análise estatística para o SO<sub>2</sub>, CO e PM10

Indicadores	Resultados para SO <sub>2</sub>	Resultados para CO	Resultados para PM10
r	0,92	0,57	0,04
FB	0,51	0,22	0,02
NMSE	0,37	0,71	0,19
MG	2,11	1	1,35
VG	1,75	3,49	1,20
NSD	1,35	0,66	0,56

## 5. Conclusões

Os modelos de qualidade do ar são ferramentas muito importantes no que diz respeito a previsão da concentração dos poluentes resultantes de diversos tipos de fontes de emissão. Através dos modelos, é possível estimar concentrações de poluentes mediante diferentes condições e parameterizações, e posteriormente com o auxílio de SIG é possível avaliar a sua variação espacial. O desempenho dos resultados dos modelos depende não só dos dados de *input* que este exige, mas também do conhecimento por parte do utilizador, visto que os modelos de qualidade do ar podem ser bastante complexo e exigente.

O objectivo deste trabalho foi avaliar a qualidade do ar no Município de Leiria através da aplicação do modelo *ADMS-Roads*, sendo possível posteriormente validar alguns dos resultados obtidos através da comparação com os dados de monitorização da qualidade do ar fornecidos pelo Departamento de Ambiente da Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Leiria.

Numa primeira fase foi desenvolvido um trabalho de pesquisa acerca da funcionalidade do modelo *ADMS-Roads*, nomeadamente através do conhecimento de trabalhos desenvolvidos com o mesmo modelo ou com modelos com características semelhantes, visto a sua aplicação exigir determinados parâmetros como *inputs* e é necessário conhecer quais os mais indicados para o estudo que se pretende realizar, procedendo posteriormente à sua recolha. As potencialidades que o modelo oferece, quer em termos de diferentes formas da modelação das emissões em si, bem como em relação à introdução dos dados de entrada, visto que no estudo a desenvolver a quantidade de fontes de emissão a analisar era bastante exaustiva, foi também um ponto importante que se desenvolveu.

Após a aquisição de conhecimentos sobre o modelo, foi necessário seleccionar o dia de estudo para posteriormente preencher a base de dados com os parâmetros de entrada. O modelo possui uma base de dados em *Access* que permite a introdução de todos os parâmetros e posterior importação deste para o modelo de forma bastante fácil, facilitando a alteração de dados sempre que possível. Tendo em consideração que se utilizaram 118 troços de estradas esta funcionalidade que o modelo oferece foi fundamental. Os dados meteorológicos foram fornecidos pelo modelo MM5. Em relação aos dados sobre as estradas, principais fontes de emissão consideradas no presente estudo, as suas coordenadas, foram obtidas através do seu delineamento no *Arcview*, ficando automaticamente registadas no modelo, visto existir uma interacção entre o modelo e este sistema de informação geográfica. As emissões dos poluentes provenientes do tráfego automóvel foram

calculadas pelo modelo TREM para a hora de ponta, tendo em conta o tipo de veículo e a sua velocidade média. Visto o cálculo ter sido efectuado para a hora de ponta foi necessário calcular um factor de emissão para que houvesse dados de emissões para todas as horas do dia.

O modelo foi aplicado para uma área de 10 por 10 km, tendo como ponto central, a zona centro da cidade de Leiria, nomeadamente a rua Heróis de Angola, caracterizada como sendo uma rua com bastante tráfego automóvel. Esta rua pode ser caracterizada pela existência de comércio local diverso, bem como outro tipo de serviços e também possuir algumas infra-estruturas de cariz cultural. Para além destes factores serem por si só bastante significativos, foi também nesta rua que foi realizada a monitorização da qualidade do ar pela estação móvel, no âmbito da Semana da Mobilidade, e portanto de modo a ser possível a validação de dados, as condições da simulação teriam que ser semelhantes à da medição efectiva.

Os resultados obtidos demonstram que o modelo transmitiu com alguma certeza as concentrações calculadas, visto que aquando da sua comparação com os valores reais, estas se encontram bastante próximas. Importa referir que o modelo não abrange todas as condições que na realidade existem, e portanto a discrepância de alguns resultados pode ser justificada por esse motivo. Para além disso apenas se considerou a contribuição das fontes rodoviárias. Embora o modelo possua a capacidade de introdução de dados acerca da altimetria do domínio de estudo, esta funcionalidade não foi utilizada devido a incompatibilidades de dados, e portanto os resultados finais não tiveram em conta a topografia e os obstáculos que são oferecidos aquando da dispersão dos poluentes.

Na análise da variação espacial das concentrações dos poluentes em estudo, observa-se que é junto aos cruzamentos de estradas (rotundas, semáforos), que as concentrações são mais elevadas. Nestes locais tráfego rodoviário é mais elevado e o tempo de permanência é maior, o que leva a que as emissões sejam também maiores quando comparadas com outros locais. Para além disso é no centro da cidade que existe uma maior concentração de poluentes, devido à existência de obstáculos a dispersão dos poluentes não é tão eficaz quando comparada com espaços abertos, livres de prédios ou encostas. Será importante que nesta zona da cidade algumas medidas sejam tomadas por forma a melhorar a qualidade do ar de Leiria.

A comparação dos resultados com o que se encontra limitado em termos de concentrações ao nível da legislação nacional, é também um factor importante a ter em conta, e neste caso de estudo verificou-se que as concentrações calculadas cumprem os limites legislados.

## 6. Referências bibliográficas

Aals, R., Edwards L., Pulles, T., Saeger, E., Tombrou, M., Tombrou, D., 1998. Guidance Report on preliminary assessment under EC air quality directives. Technical report No 11. EEA - European Environment Agency , Copenhagen.

Disponível em: <http://reports.eea.europa.eu/TEC11a/en/tech11.pdf>

Almeida, J., Coutinho-Rodrigues, J., 2003. Um Modelo Gaussiano Incorporado em SIG para Estudo de Impactos Ambientais – Aplicação a um Caso na Zona de Coimbra. Instituto de Engenharia de Sistemas e Computadores de Coimbra (INESC), Coimbra.

Arya S., 1999. Air pollution, Meteorology and Dispersion. New York, Oxford University Press.

Borrego, C., Monteiro, A., Ferreira, J., Miranda, A.I., Costa, A.M., Carvalho, A. C., Lopes, M., 2008. Procedures for estimation of modelling uncertainty in air quality assessment. Environment International 34, 613 – 620.

Borrego, C., 1995. Poluição Atmosférica I. Departamento de Ambiente e Ordenamento do Território, Universidade de Aveiro.

CERC, 2006. ADMS – Roads – Air Quality Management System – user guide. Versão 2.2.

Chang, J. C., Hanna, S. R, 2004. Air quality model performance evaluation. Meteorology and Atmospheric Physics, 2004, 87:167 - 96.

Cooper, C., Alley, F., 2002. Air Pollution Control: a design approach. 3ª edição. Waveland Press, Inc., Illinois.

Dudhia, J., 1993. A nonhydrostatic version of the Penn State – NCAR Mesoscale Model: Validation tests and simulation of an Atlantic cyclone and cold front. Mon. Wea. Rev., 121, 1493-1513.

Godish, T., 1997. Air Quality. 3ª edição. Lewis Publishers, New York.

Hanna, S., Egan, B., Purdum, J., Wagler, J., 2001. Evaluation of the ADMS, AERMOD, and ISC3 dispersion models with the OPTEX, Duke, Forest, Kincaid, Indianapolis, Lovett field data sets. *International Journal of Environment and Pollution* – Vol.16, No. 1/2/3/4/5/6 pp. 301-314.

Hassan, A., Crowther, J., 1998. A simple model of pollutant concentrations in a street canyon. *Environmental Monitoring and Assessment* 52, pp. 269–280.

Hein, N., Bona, J., Kock, C., 2004. Modelos Matemáticos Aplicados à Qualidade do ar. XXIV Encontro Nacional de Eng. de Produção, Florianópolis.

Hirtl, M., Baumann-Stanzer, K., 2007. Evaluation of two dispersion models (ADMS-Roads and LASAT) applied to street canyons in Stockholm, London and Berlin. *Atmospheric Environment* 41, 5959–5971.

Jiménez-Guerrero, P., Jorba, O., Baldasano, J., Gassó, S., 2008. The use of a modelling system as a tool for air quality management: Annual high-resolution simulations and evaluation. *Science of the Total Environment*, volume 390, issues 2-3, p. 323-340.

Li, C., Liu, C., Leung, D., Lam, K., 2006. Recent progress in CFD modelling of wind field and pollutant transport in street canyons. *Atmospheric Environment* 40, 5640–5658.

Martins, C., 2004. Comparação dos fluxos turbulentos em diferentes condições de estabilidade e topografia. Universidade de Santa Maria, Dissertação de Mestrado, Santa Maria, Brasil.

Mensink, C., Cosemans, G., 2008. From traffic flow simulations to pollutant concentrations in street canyons and backyards. *Environmental Modelling & Software* 23, 288 e 295.

Miranda, P., 2001. Meteorologia e Ambiente. Universidade Aberta, Lisboa.

Moraes, M., 2001. Implementação de um Sistema de Modelos para a Qualidade do Ar. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Moreira, D., Tirabassi, T., 2004. Modelo Matemático de Dispersão na Atmosfera: um instrumento técnico para a gestão. Ambiente & Sociedade, Volume VII n.º2. Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade, Campinas, Brasil.

Morrison, R. P., Leslie, L. M., Speer, M. S., 2002. Atmospheric modeling of air pollution as a tool for environmental prediction and management. Meteorology and Atmospheric Physics 80, 141–151.

Moussiopoulos, N., Berge, E., Bohler, T., Leeuw, F., Gronskei, K., Mylona, S., Tombrou, M. 1996. Ambient Air Quality, Pollutant Dispersion and Transport Models. European Topic Centre on Air Quality, EEA - European Environment Agency, Copenhagen.

Disponível em: [http://reports.eea.europa.eu/92-9167-028-6/en/topic\\_report\\_19.pdf](http://reports.eea.europa.eu/92-9167-028-6/en/topic_report_19.pdf)

Muller, C., Moura, A., 2005. Modelagem da dispersão atmosférica a partir da teoria K: comparação entre difusividades. Revista Liberato – Revista de divulgação de ciência e tecnologia. 6ª edição. Fundação Escola Técnica Liberato Salzano Vieira da Cunha, Brasil.

Reid, N., Misra, P. K., Amman, M., Hales, J., 2007. Air quality modelling for policy development. Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A, 70 (3-4), 295-310.

Sakiam, S., et al, 2005. Guidelines for air quality dispersion modelling in British Columbia. British Columbia Ministry of Environment, Victoria, British Columbia.

Sharma, N., Chaudhry, K., Chalapati Rao, C., 2004. Vehicular Pollution Prediction Modelling: A Review of Highway Dispersion Models. Transport Reviews, Vol. 24, No. 4, 409–435.

Shivarama, M., Patil, R., Venkatachalam, P., 1998. Integrating air quality models with geographical information system for regional environmental planning. Intern. J. Environmental Studies Vol. 54, pp. 195-204.

Tchepel, O., 2003. Modelo de emissões para apoio à decisão na gestão da qualidade do ar. Universidade de Aveiro, Departamento de Ambiente e Ordenamento.

USEPA - U.S. Environmental Protection Agency, 2005. Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain) Dispersion Model and Other Revisions; Final Rule. 40 CFR Part 51, Federal Register / Vol. 70, No. 216 / Wednesday, November 9.

Disponível em: [http://www.epa.gov/scram001/guidance/guide/appw\\_05.pdf](http://www.epa.gov/scram001/guidance/guide/appw_05.pdf)

Zannetti P., 2003. Air Quality Modelling: Theories, methodologies, computational techniques, and available databases and software. Volume I – Fundamentals, EnviroComp Institute and Air & Waste Management Associations.

#### Sítios da Internet consultados:

URL 1: [www.ine.pt](http://www.ine.pt)

URL 2: [www.epa.gov](http://www.epa.gov)

URL 3: [www.eea.europa.eu/](http://www.eea.europa.eu/)

URL 4: [www.cerc.co.uk/](http://www.cerc.co.uk/)

URL 5: <http://meteo.infospace.ru>





## 7. Anexos

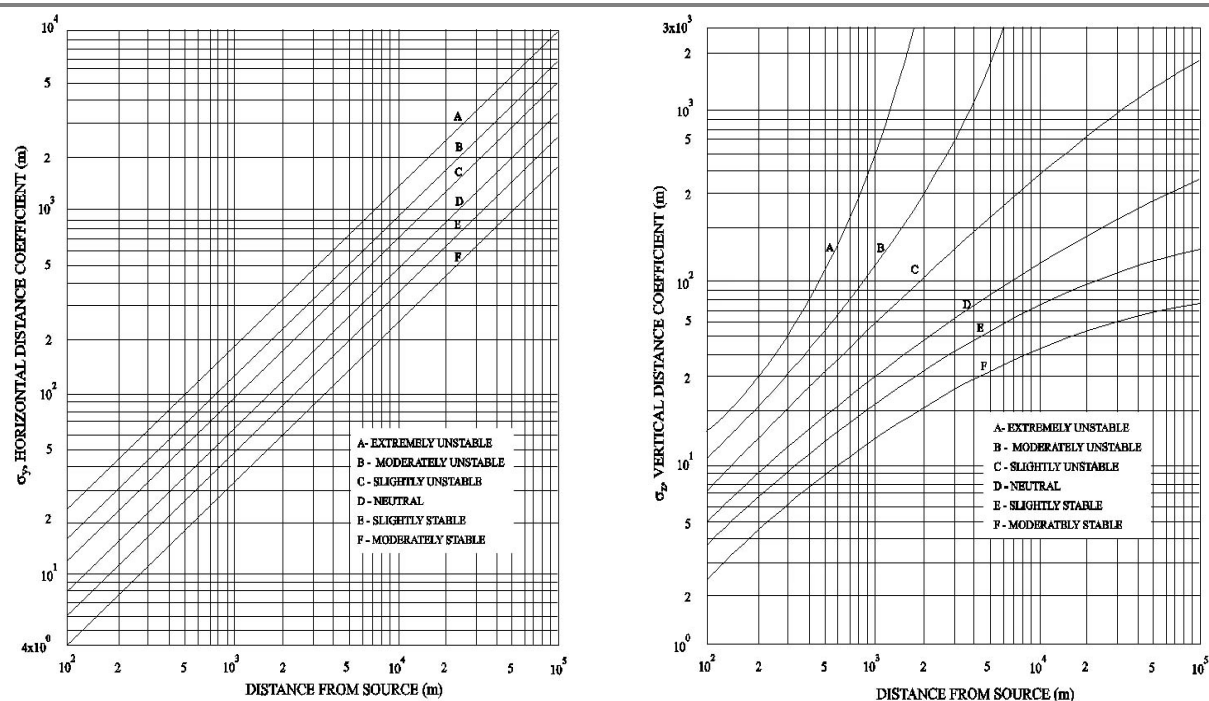
### Anexo I

**Tabela A.I.1 - Classes de estabilidade de Pasquill-Gifford**

Velocidade do vento a 10 metros ( $\text{m.s}^{-1}$ )	Dia Insolação			Noite	
	Forte	Moderada	Fraca	Ligeiramente encoberto ou nebulosidade $\geq 4/8$	Nebulosidade $\leq 3/8$
> 2	A	A – B	B	-----	-----
2 – 3	A – B	B	C	E	F
3 – 5	B	B – C	C	D	E
5 – 6	C	C – D	D	D	D
> 6	C	D	D	D	D

em que, a insolação é a potência de radiação solar recebida por unidade de área na terra; insolação forte é a recebida ao meio-dia no meio do verão com céu limpo; insolação fraca corresponde a condições semelhantes no meio do inverno; a noite refere-se ao período correspondente entre uma hora antes do pôr-do-sol e uma hora após do nascer-do-sol; a classe A corresponde a uma atmosfera extremamente instável; classe B atmosfera a uma atmosfera moderadamente instável; classe C ligeiramente instável; classe D atmosfera neutra; classe E ligeiramente estável; classe F moderadamente estável.

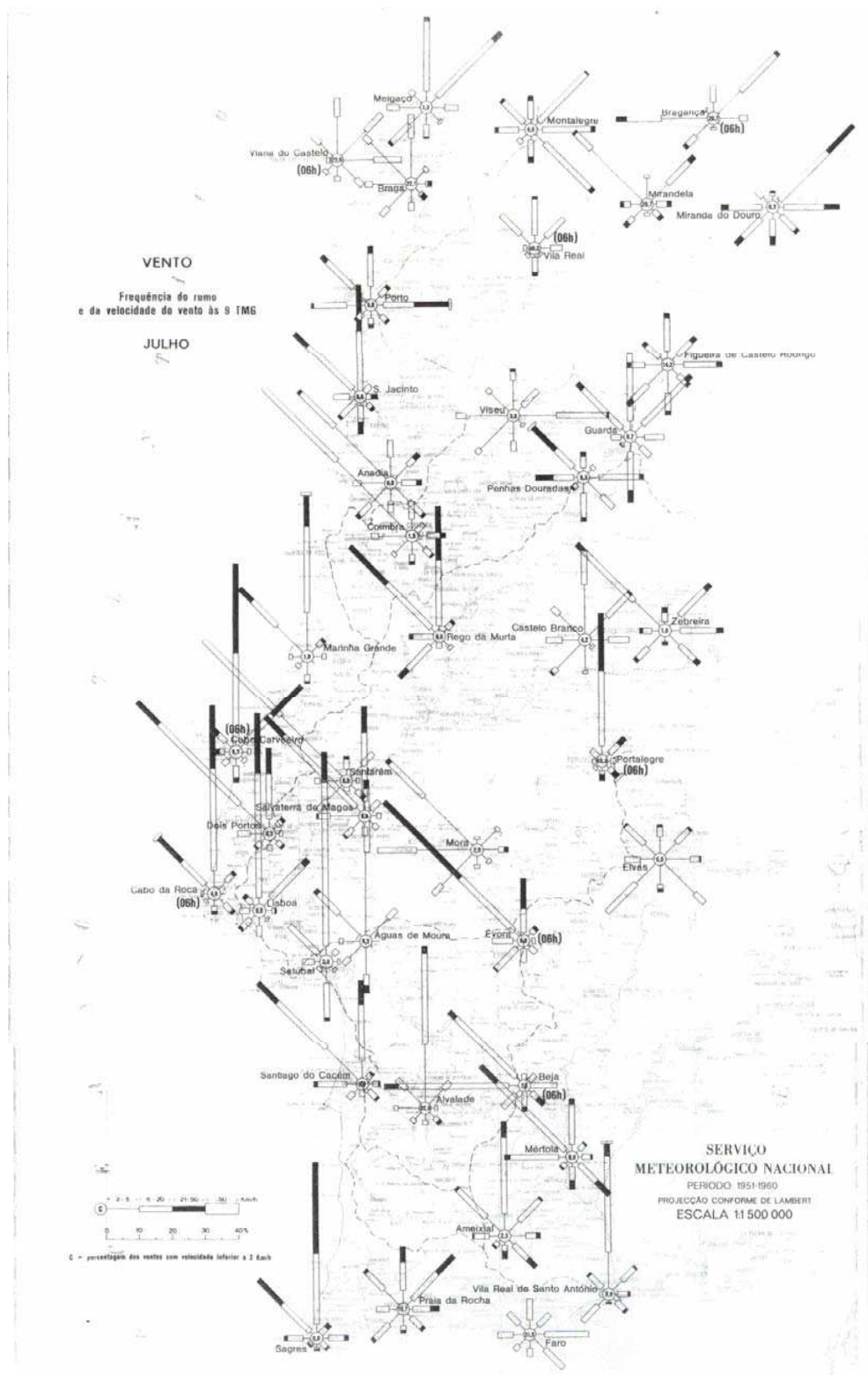
Após a determinação da estabilidade da atmosfera, e tendo em conta a distância da fonte emissora ( $x$ ), é então possível determinar os valores de  $\sigma_y$  e  $\sigma_z$ , recorrendo ao auxílio dos diagramas que se apresentam na Figura A.1.



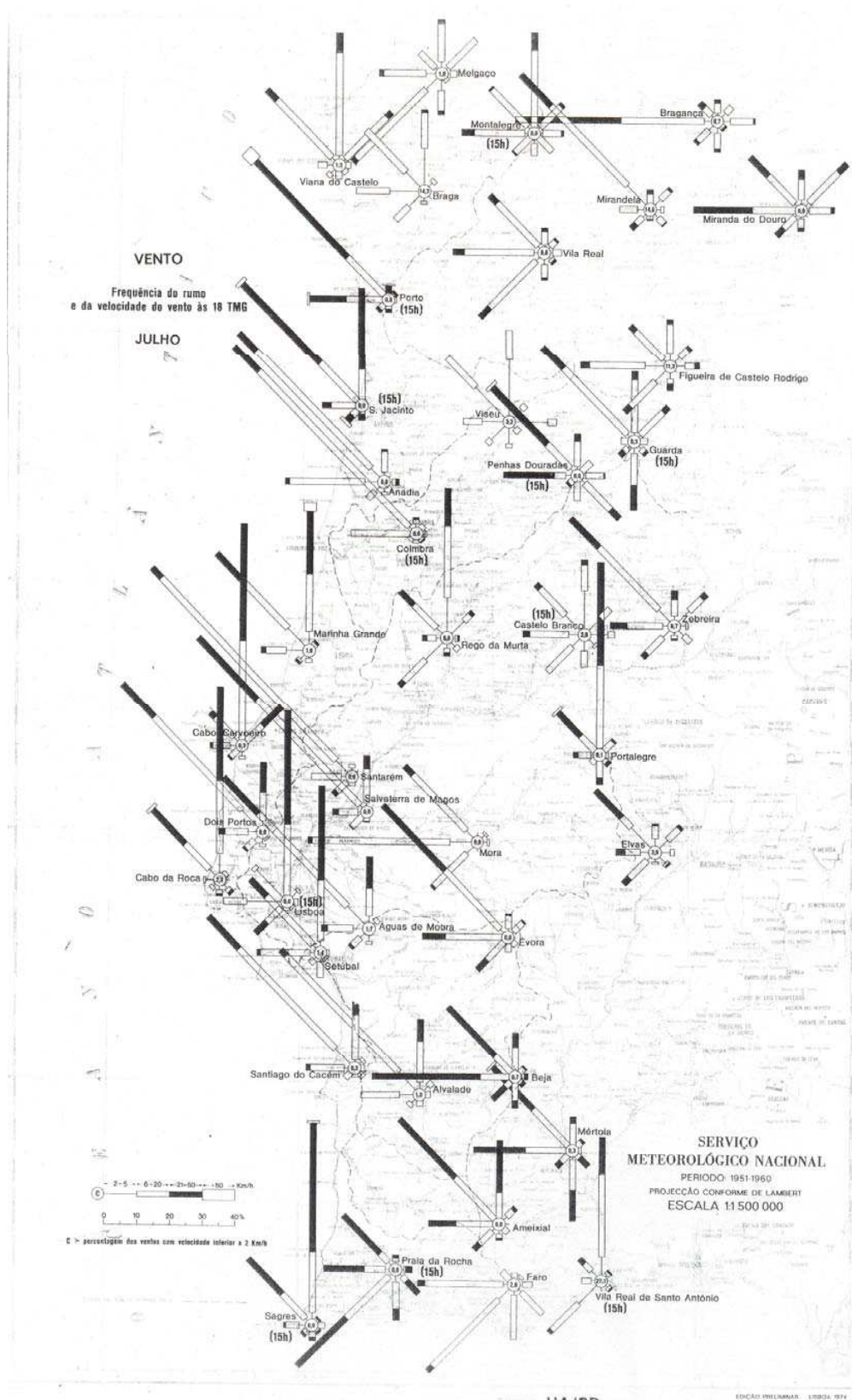
**Figura A.1** - Diagramas para a determinação do coeficiente de dispersão horizontal e vertical, respectivamente, em função da distância a jusante da fonte

## Anexo II

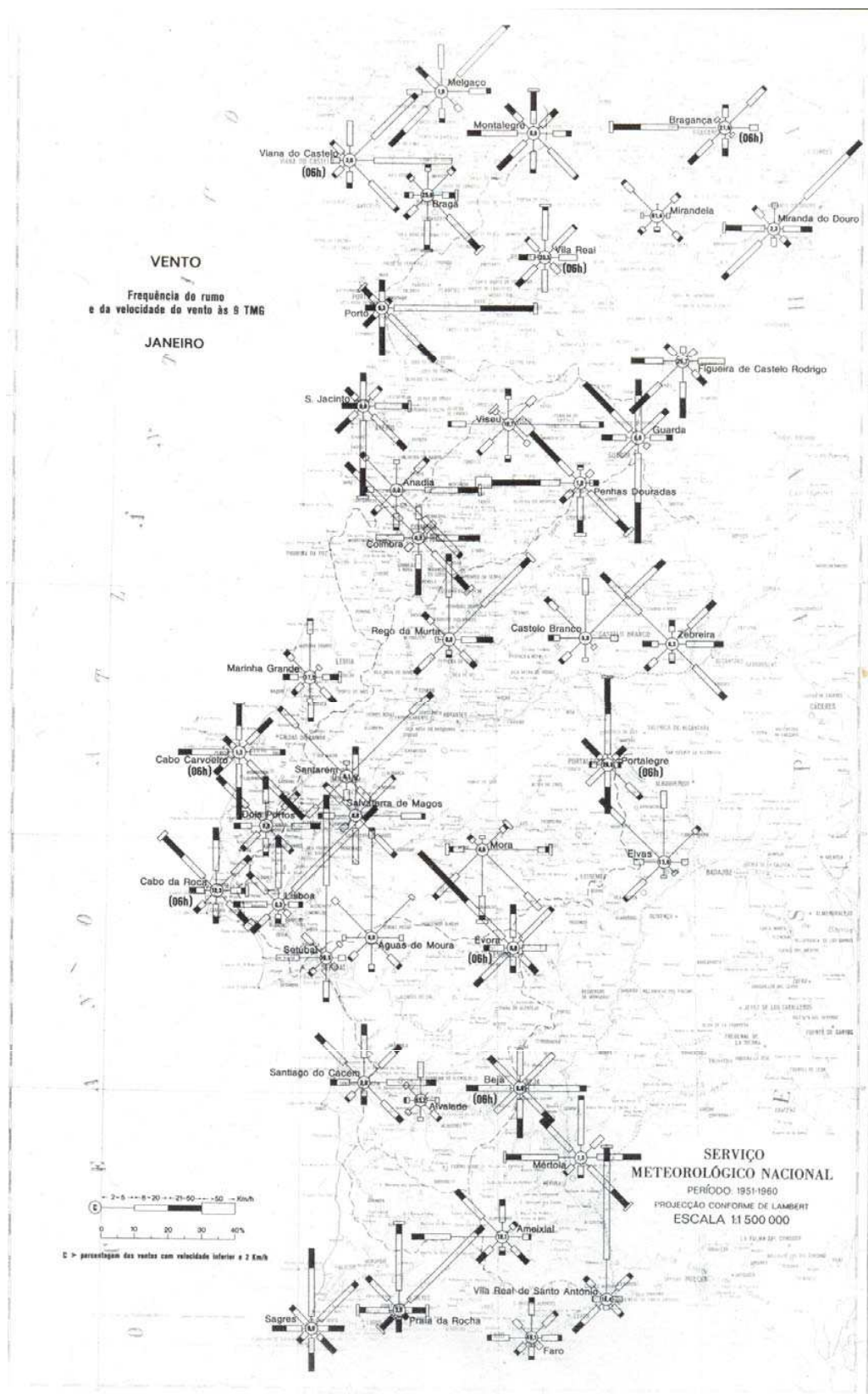
**Figura A.II. 1-** Mapa da velocidade e direcção do vento em Portugal Continental do Serviço Meteorológico Nacional referente às 9h do mês de Julho



**Figura A.II. 2 - Mapa da velocidade e direcção do vento em Portugal Continental do Serviço Meteorológico Nacional referente às 18h do mês de Julho**

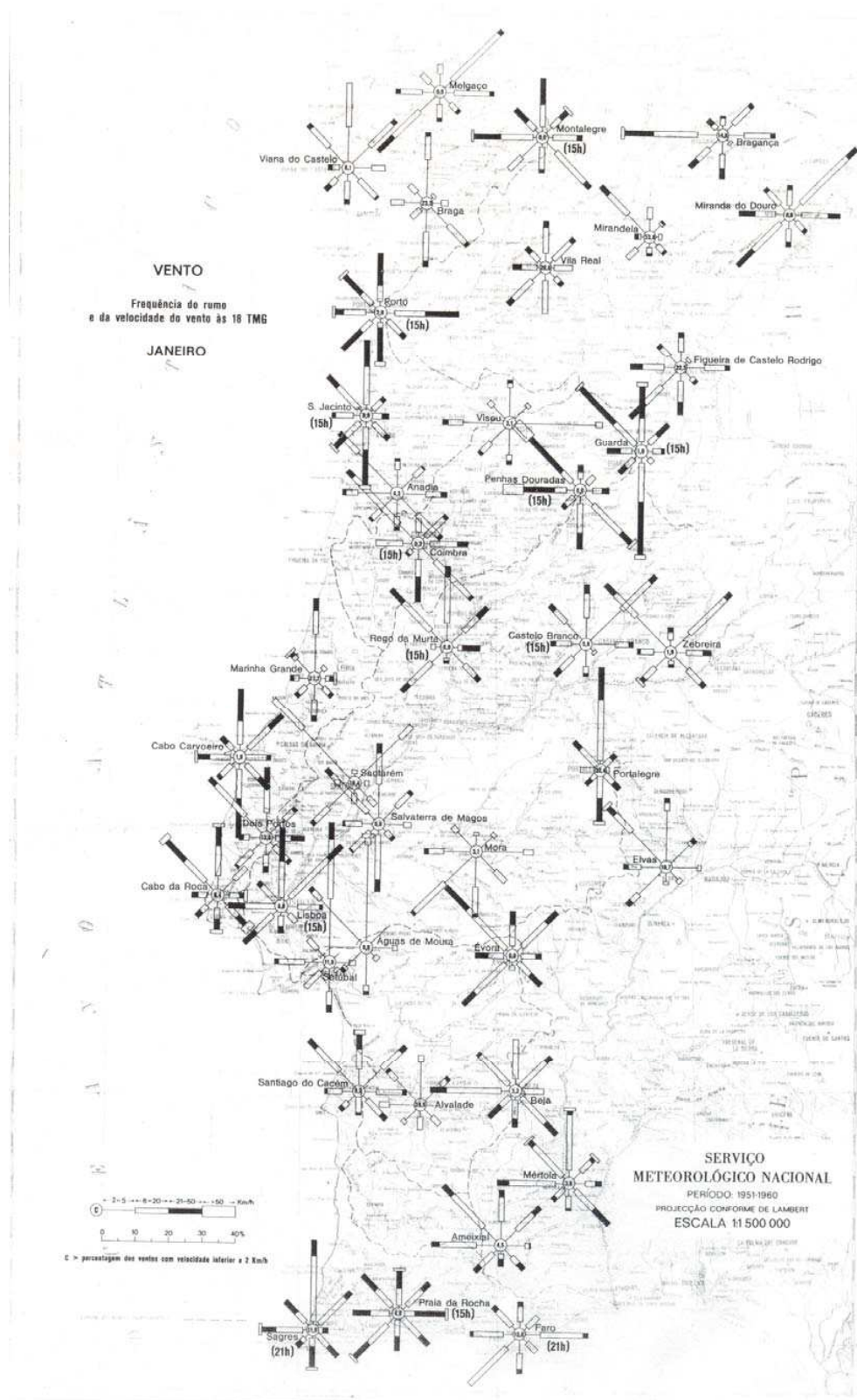


**Figura A.II. 3 - Mapa da velocidade e direcção do vento em Portugal Continental do Serviço Meteorológico Nacional referente às 9h do mês de Janeiro**





**Figura A.II. 4 - Mapa da velocidade e direcção do vento em Portugal Continental do Serviço Meteorológico Nacional referente às 18h do mês de Janeiro**



## Anexo III

Tabela A.III. 1 - Dados meteorológicos considerados na inicialização do modelo

Ano	Dia Juliano	Hora (h)	Temperatura (°C)	Velocidade do vento (m.s <sup>-1</sup> )	Direcção do vento (°)	Altura da camada limite (m)	Fluxo de calor sensível à superfície (W.m <sup>-2</sup> )
2007	264	1	17	4,1	352,5	648,7	-26,2
		2	17	1,4	4,3	121,8	-8,2
		3	16,3	1,6	6,7	124,5	-8,8
		4	15,8	2,1	353,0	144,6	-9,3
		5	15,4	1,1	13,9	93,4	-9,8
		6	14,9	1,7	115,8	64,9	-9,6
		7	14,5	1,1	122,5	55,8	-10,3
		8	14,2	2,8	138,8	219,1	-11,6
		9	19,8	2,1	158,0	333,6	7,2
		10	23,8	1,7	189,5	566,8	79,1
		11	27,5	1,3	259,8	701,1	161,4
		12	28,7	1,9	295,0	820,0	238,4
		13	28,9	2,8	308,3	794,5	296,6
		14	27,9	3,7	319,0	695,9	328,8
		15	26,6	4,5	327,8	565,0	328,2
		16	25,4	5,0	334,9	554,6	288,7
		17	23,9	5,4	340,3	565,0	212,0
		18	22,1	5,5	344,4	571,6	114,4
		19	20,1	5,1	345,9	573,0	18,5
		20	18,5	4,3	346,6	582,3	-14,8
		21	17,9	4,3	348,5	599,3	-19,0
		22	17,5	4,2	351,0	619,2	-22,2
		23	17,2	4,1	352,1	635,3	-25,2

**Tabela A.III. 2** - Emissões de O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM10 e PM2,5 consideradas no *background*

Ano	Dia Juliano	Hora (h)	Concentração (µg.m <sup>-3</sup> )				
			O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM10	PM2,5
2007	264	0	68	11	1	42	19
		2	49	10	2	40	19
		3	41	11	2	31	17
		4	57	12	2	31	12
		5	48	13	1	39	12
		6	41	18	2	24	12
		7	45	18	2	24	14
		8	72	13	2	40	17
		9	82	14	3	40	29
		10	87	13	7	39	39
		11	96	10	6	36	26
		12	105	10	2	36	16
		13	108	9	1	33	16
		14	107	9	3	26	14
		15	98	7	2	26	10
		16	94	7	1	27	10
		17	95	7	0	32	11
		18	89	7	0	32	14
		19	84	7	0	31	14
		20	72	7	0	28	12
		21	69	7	0	28	8
		22	69	8	0	26	7
		23	68	7	0	20	7



Tabela A.III. 3 — Valores de emissão calculados pelo modelo TREM

	Tipo estrada	CO (g/km/s)	CO <sub>2</sub> (g/km/s)	NO <sub>x</sub> (g/km/s)	PM10 (g/km/s)	SO <sub>2</sub> (g/km/s)	VOC (g/km/s)
1	EN109	0,708	39,000	0,117	0,010	0,007	0,128
2	A17	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
3	Zona Não Urbana	0,361	23,814	0,091	0,008	0,004	0,092
4	Zona Não Urbana	1,339	86,778	0,282	0,025	0,016	0,336
5	Zona Não Urbana	0,389	26,000	0,099	0,008	0,005	0,100
6	EN109	0,237	16,500	0,056	0,005	0,003	0,068
7	A17	1,272	108,972	0,448	0,039	0,021	0,128
8	EN109	0,427	29,056	0,096	0,008	0,005	0,116
9	Zona Não Urbana	0,192	12,194	0,048	0,004	0,002	0,046
10	Zona Não Urbana	0,551	40,194	0,145	0,012	0,007	0,167
11	Zona Não Urbana	0,772	56,389	0,194	0,017	0,010	0,238
12	EN109	0,206	14,447	0,049	0,004	0,003	0,060
13	Zona Não Urbana	0,572	41,889	0,150	0,012	0,008	0,175
14	Zona Não Urbana	0,686	50,806	0,177	0,015	0,009	0,214
15	A17	0,801	112,222	0,416	0,031	0,020	0,170
16	EN109	0,661	43,972	0,145	0,013	0,008	0,173
17	Zona Não Urbana	0,743	54,444	0,188	0,016	0,010	0,229
18	Zona Não Urbana	0,447	30,472	0,114	0,010	0,006	0,119
19	Zona Não Urbana	1,195	78,361	0,256	0,022	0,014	0,306
20	A17	0,842	108,833	0,416	0,031	0,020	0,155
21	Zona Não Urbana	3,897	202,500	0,563	0,049	0,034	0,635
22	Zona Não Urbana	1,195	78,389	0,256	0,022	0,014	0,306
23	Zona Não Urbana	0,509	35,750	0,133	0,011	0,007	0,144
24	Zona Não Urbana	0,987	68,833	0,230	0,020	0,013	0,281
25	Zona Não Urbana	0,820	59,167	0,201	0,017	0,011	0,246
26	Zona Não Urbana	0,520	36,917	0,136	0,011	0,007	0,150
27	IC2	1,144	58,500	0,152	0,014	0,010	0,176
28	A1	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
29	IC2	1,389	82,306	0,260	0,023	0,015	0,297
30	Zona Não Urbana	0,626	46,250	0,164	0,014	0,008	0,194
31	Zona Não Urbana	0,433	29,361	0,110	0,009	0,005	0,115
32	Zona Não Urbana	0,408	27,350	0,104	0,009	0,005	0,105
33	IC2	1,198	72,861	0,233	0,020	0,013	0,268
34	Zona Não Urbana	1,246	82,222	0,269	0,024	0,015	0,323
35	Zona Não Urbana	0,840	60,500	0,206	0,018	0,011	0,252

	<b>Tipo estrada</b>	<b>CO (g/km/s)</b>	<b>CO<sub>2</sub> (g/km/s)</b>	<b>NO<sub>x</sub> (g/km/s)</b>	<b>PM10 (g/km/s)</b>	<b>SO<sub>2</sub> (g/km/s)</b>	<b>VOC (g/km/s)</b>
36	Zona Urbana	0,881	51,694	0,163	0,014	0,009	0,184
37	Zona Urbana	2,651	135,500	0,354	0,032	0,022	0,407
38	Zona Urbana	2,936	150,083	0,391	0,036	0,025	0,451
39	Zona Urbana	0,850	50,806	0,161	0,014	0,009	0,183
40	Zona Urbana	0,466	30,556	0,100	0,009	0,006	0,120
41	IC2	4,347	222,222	0,580	0,053	0,036	0,668
42	Zona Não Urbana	0,812	58,972	0,202	0,017	0,011	0,247
43	Acesso A1	1,231	88,194	0,322	0,027	0,016	0,361
44	Zona Urbana	2,908	148,750	0,387	0,035	0,024	0,446
45	Zona Não Urbana	0,571	41,444	0,150	0,012	0,008	0,172
46	Zona Não Urbana	0,774	56,694	0,195	0,017	0,010	0,238
47	Acesso A1	0,449	28,750	0,111	0,009	0,005	0,107
48	EN113	1,474	86,417	0,271	0,024	0,016	0,307
49	EN113	0,493	33,639	0,111	0,010	0,006	0,136
50	Zona Urbana	0,503	32,472	0,105	0,009	0,006	0,126
51	EN113	0,722	46,972	0,154	0,013	0,009	0,183
52	Zona Urbana	0,156	10,958	0,036	0,003	0,002	0,045
53	Zona Urbana	1,404	77,417	0,232	0,020	0,014	0,255
54	Zona Urbana	0,850	50,611	0,161	0,014	0,009	0,183
55	Zona Urbana	1,191	67,167	0,206	0,018	0,012	0,228
56	Zona Urbana	0,841	50,417	0,160	0,014	0,009	0,183
57	Zona Urbana	0,659	41,139	0,133	0,012	0,008	0,154
58	IC2	1,046	64,833	0,208	0,018	0,012	0,244
59	Zona Urbana	1,254	70,278	0,214	0,018	0,013	0,236
60	Zona Urbana	1,216	68,472	0,210	0,018	0,012	0,232
61	IC2	3,781	193,306	0,504	0,046	0,032	0,580
62	Zona Urbana	2,786	142,389	0,371	0,034	0,023	0,428
63	Zona Urbana	2,698	137,889	0,359	0,033	0,023	0,414
64	Zona Urbana	1,421	78,389	0,235	0,020	0,014	0,257
65	Zona Urbana	2,983	152,556	0,397	0,036	0,025	0,458
66	Zona Urbana	2,861	146,139	0,381	0,035	0,024	0,439
67	Zona Urbana	2,822	144,306	0,376	0,034	0,024	0,433
68	Zona Urbana	2,007	105,917	0,303	0,026	0,018	0,338
69	Zona Urbana	1,600	86,972	0,257	0,022	0,015	0,289
70	Zona Urbana	1,191	67,361	0,207	0,018	0,012	0,231
71	Zona Urbana	1,008	58,583	0,183	0,016	0,011	0,207
72	Zona Urbana	1,536	84,111	0,250	0,021	0,015	0,281
73	Zona Urbana	1,349	74,639	0,225	0,019	0,013	0,247
74	Zona Urbana	2,693	137,694	0,359	0,033	0,022	0,414

	<b>Tipo estrada</b>	<b>CO (g/km/s)</b>	<b>CO<sub>2</sub> (g/km/s)</b>	<b>NO<sub>x</sub> (g/km/s)</b>	<b>PM10 (g/km/s)</b>	<b>SO<sub>2</sub> (g/km/s)</b>	<b>VOC (g/km/s)</b>
75	Zona Urbana	2,861	146,139	0,381	0,035	0,024	0,439
76	Zona Não Urbana	0,423	28,417	0,107	0,009	0,005	0,111
77	Zona Não Urbana	0,915	65,000	0,219	0,019	0,012	0,268
78	Zona Não Urbana	0,938	66,306	0,223	0,019	0,012	0,272
79	Zona Não Urbana	0,536	39,139	0,141	0,012	0,007	0,163
80	Zona Não Urbana	3,406	178,417	0,504	0,044	0,030	0,567
81	Zona Não Urbana	2,053	106,306	0,292	0,026	0,018	0,332
82	A8	0,432	33,944	0,141	0,013	0,007	0,038
83	A8	1,041	115,444	0,455	0,036	0,021	0,153
84	IC2	2,523	133,944	0,386	0,033	0,023	0,433
85	Zona Urbana	1,047	60,222	0,187	0,016	0,011	0,209
86	Zona Urbana	0,641	39,861	0,127	0,011	0,007	0,150
87	Zona Não Urbana	0,177	11,114	0,044	0,004	0,002	0,042
88	IC2	4,006	204,528	0,532	0,048	0,033	0,614
89	Zona Urbana	2,958	151,139	0,393	0,036	0,025	0,455
90	Zona Urbana	2,953	150,861	0,392	0,036	0,025	0,453
91	Zona Urbana	1,777	95,444	0,280	0,024	0,017	0,312
92	Zona Urbana	2,975	152,000	0,395	0,036	0,025	0,457
93	Zona Urbana	2,994	153,056	0,398	0,036	0,025	0,460
94	Zona Não Urbana	0,475	32,750	0,123	0,010	0,006	0,130
95	Zona Urbana	0,947	55,250	0,173	0,015	0,010	0,196
96	IC36	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
97	IC2	3,803	194,361	0,506	0,046	0,032	0,584
98	IC2	1,842	94,167	0,245	0,022	0,015	0,282
99	Zona Não Urbana	4,528	231,500	0,604	0,055	0,038	0,696
100	Zona Não Urbana	4,506	230,417	0,601	0,055	0,038	0,692
101	Zona Não Urbana	1,225	65,306	0,190	0,016	0,011	0,211
102	A8	0,457	36,139	0,115	0,009	0,007	0,061
103	Zona Não Urbana	0,364	24,111	0,092	0,008	0,004	0,093
104	Zona Não Urbana	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
105	Zona Não Urbana	1,646	101,611	0,326	0,028	0,019	0,379
106	Zona Não Urbana	0,461	25,947	0,080	0,007	0,005	0,088
107	Zona Não Urbana	0,590	43,194	0,155	0,013	0,008	0,180
108	Zona Não Urbana	0,747	54,889	0,190	0,016	0,010	0,231
109	EN113	2,673	144,167	0,424	0,036	0,025	0,474
110	Zona Não Urbana	0,199	12,694	0,050	0,004	0,002	0,047
111	A1	0,268	30,444	0,119	0,009	0,006	0,040
112	EN113	0,993	50,639	0,132	0,012	0,008	0,152
113	Zona Não Urbana	3,331	175,000	0,497	0,043	0,030	0,559

	<b>Tipo estrada</b>	<b>CO (g/km/s)</b>	<b>CO<sub>2</sub> (g/km/s)</b>	<b>NO<sub>x</sub> (g/km/s)</b>	<b>PM10 (g/km/s)</b>	<b>SO<sub>2</sub> (g/km/s)</b>	<b>VOC (g/km/s)</b>
114	Zona Não Urbana	0,502	35,111	0,131	0,011	0,006	0,142
115	Zona Urbana	2,121	111,194	0,315	0,027	0,019	0,353
116	Zona Urbana	2,986	152,667	0,397	0,036	0,025	0,458
117	Acesso A1	0,989	65,139	0,249	0,021	0,012	0,250
118	IC36	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

## Anexo IV

Tabela A.IV. 1 - Parâmetros meteorológicos resultantes da aplicação do modelo ADMS-Roads

THOUR	USTAR	UG	UGSTAR	PHI0	PHIG	DELTAPHI	PHISEC	WSTAR	FTHETA0	1/LMO	NU	DELTATHETA	SIGMATHETA	LAMBDAB
1	0,521	13,85	26,61	352,5	22,5	30	352,5	0	-26,2	0,002	0,013	0	4,9	0
2	0,127	4,15	32,59	4,3	46,7	42,4	4,3	0	-5,21	0,0275	0,013	0	8,3	0
3	0,145	4,98	34,24	6,7	49,7	43	6,7	0	-7,75	0,0276	0,013	0	7,8	0
4	0,248	6,84	27,58	353	28,3	35,3	356,3	0	-9,3	0,0067	0,013	0	6,8	0
5	0,1	2,99	29,89	13,9	55,3	41,4	13,9	0	-2,51	0,0275	0,013	0	9,4	0
6	0,154	5,41	35,03	115,8	159	43,2	115,8	0	-9,26	0,0277	0,013	0	7,6	0
7	0,1	2,99	29,89	122,5	163,9	41,4	122,5	0	-2,5	0,0275	0,013	0,1	9,4	0
8	0,35	9,01	25,73	138,8	169,7	30,9	138,8	0	-11,6	0,003	0,013	0	5,9	0
9	0,287	6,15	21,46	158	191,1	33,1	158	0,402	7,2	-0,0033	0,013	0,2	6,8	78,58
10	0,282	3,72	13,21	189,5	207,7	18,2	189,5	1,061	79,1	-0,0377	0,013	0,4	7,6	285,97
11	0,254	3,12	12,31	259,8	276,1	16,3	259,8	1,439	161,4	-0,1043	0,013	0,5	8,6	616,72
12	0,34	4,42	13	295	310,4	15,4	295	1,724	238,4	-0,0636	0,013	0,6	7,1	928,01
13	0,455	6,24	13,7	308,3	322,9	14,6	308,3	1,834	296,6	-0,0329	0,013	0,6	5,9	1138,66
14	0,565	8,36	14,79	319	335	16	319	1,817	328,2	-0,0191	0,013	0,5	5,1	1190,9
15	0,659	10,84	16,45	327,8	347	19,2	327,8	1,698	328,2	-0,0121	0,013	0,4	4,6	1110,1
16	0,714	12,84	17,99	334,9	357	22,1	334,9	1,619	288,7	-0,0084	0,013	0,4	4,4	924,71
17	0,751	14,96	19,92	340,3	5,5	25,2	340,3	1,472	212	-0,0053	0,013	0,4	4,2	646,09
18	0,748	16,37	21,9	344,4	12,5	28,1	344,4	1,206	114,4	-0,0029	0,013	0,4	4,2	348,51
19	0,676	16,18	23,95	345,9	16,8	30,9	345,9	0,659	18,5	-0,0006	0,013	0,4	4,4	104,3
20	0,556	14,14	25,43	346,6	17	30,4	346,6	0	-14,8	0,0009	0,013	0	4,8	0
21	0,553	14,26	25,76	348,5	18,4	29,9	348,5	0	-19	0,0012	0,013	0	4,8	0
22	0,538	14	26,03	351	20,6	29,6	351	0	-22,2	0,0016	0,013	0	4,8	0
23	0,521	13,78	26,42	352,1	21,7	29,6	352,1	0	-25,2	0,0019	0,013	0	4,9	0